



**Universidade Federal de São Paulo
Campus Diadema**



MATHEUS PERES MATARAZZO

**EFEITO DA SAZONALIDADE NA DIVERSIDADE FITOPLANCTÔNICA
DO CORPO CENTRAL I DA REPRESA BILLINGS, SÃO PAULO,
BRASIL**

Diadema

2019



**Universidade Federal de São Paulo
Campus Diadema**



MATHEUS PERES MATARAZZO

**EFEITO DA SAZONALIDADE NA DIVERSIDADE FITOPLANCTÔNICA
DO CORPO CENTRAL I DA REPRESA BILLINGS, SÃO PAULO,
BRASIL**

**Trabalho de Conclusão de Curso
apresentado como exigência parcial
para obtenção do grau de Bacharel em
Ciências Biológicas, ao Instituto de
Ciências Ambientais, Químicas e
Farmacêuticas da Universidade Federal
de São Paulo – Campus Diadema**

Orientador: Prof.^a Dr.^a Cristina Souza Freire Nordi

Diadema

2019

Peres Matarazzo, Matheus

Efeito da sazonalidade na Diversidade Fitoplanctônica do Corpo Central I da Represa Billings, São Paulo, Brasil. Matheus Peres Matarazzo. – Diadema, 2019

30f

Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas) - Universidade Federal de São Paulo - Campus Diadema, 2019.

Orientador: Cristina Souza Freire Nordi

1. Fitoplâncton 2. Reservatório 3. Eutrofização 4. Comunidade
5. Ecossistemas Aquáticos | . Efeito da Sazonalidade na Diversidade Fitoplanctônica do Corpo Central I da Represa Billings, São Paulo, Brasil

CDD 577.63158



**Universidade Federal de São Paulo
Campus Diadema**



EFEITO DA SAZONALIDADE NA DIVERSIDADE FITOPLANCTÔNICA DO CORPO CENTRAL I DA REPRESA BILLINGS, SÃO PAULO, BRASIL

MATHEUS PERES MATARAZZO

Orientação:

CRISTINA SOUZA FREIRE NORDI

Monografia apresentada como
requisito parcial para a obtenção
do Título de Bacharel do curso de
Ciências Biológicas da
Universidade
Federal de São Paulo – UNIFESP

Profa. Dra. Cristina Souza Freire Nordi
Universidade Federal de São Paulo

Profa. Dra. Suzan Pantaroto de Vasconcellos
Universidade Federal de São Paulo

M. e Fellipe Henrique Martins Moutinho
Universidade de São Paulo

Diadema

2019

Agradecimentos

Agradeço aos meus pais e a minha avó por todo apoio, paciência, dedicação e auxílio durante a realização deste trabalho, a final sem o amor de vocês não teria realizado nada.

À professora Cristina Nordi, agradeço o apoio e o incentivo e a confiança que depositou em mim. Sua gentileza, carinho e paciência combinados com uma simpatia única fazem dela uma das melhores pessoas que tive o prazer de conhecer durante os anos na UNIFESP.

Aos amigos que fiz durante a graduação (Alexia, Beatriz, Carolina, Letícia, Nadine e Natália), agradeço pelos melhores momentos que foram importantes e contribuíram para que eu conseguisse concluir esse caminho.

Resumo

A versatilidade da água e a influência que ela exerce sobre outros compostos, fazem dela uma das substâncias mais importantes para sobrevivência de todos os organismos, incluindo-se os seres humanos. Existe uma tendência da população a se aglomerar nas proximidades dos corpos hídricos, pois esses acabavam lhes proporcionando benefícios. A implantação de reservatórios fez-se necessário para suprir as exigências da população em crescimento. Esse crescimento vem aumentando o impacto ambiental nas áreas de mananciais e a poluição dos corpos hídricos, prejudicando severamente a qualidade da água dos reservatórios de abastecimento. Neste contexto inclui-se a Represa Billings, o maior reservatório de água da Região Metropolitana de São Paulo e talvez o mais ameaçado pela poluição e eutrofização. Portanto o estudo da comunidade fitoplanctônica constitui-se uma importante ferramenta para o monitoramento dos impactos ambientais em decorrência do processo de eutrofização. São os principais produtores primários dos ecossistemas aquáticos e extremamente sensíveis as variações mínimas nas condições físicas, químicas e biológicas que interferem na dinâmica das espécies da comunidade fitoplanctônica. Por esse motivo resolvi determinar a diversidade da comunidade fitoplanctônica do Corpo Central I da Represa Billings utilizando métodos quantitativos e qualitativos e levando em conta a diversidade de espécies que a compõem. Com base na composição dos táxons podemos verificar, através de ferramentas estatísticas, se a comunidade fitoplanctônica sofre com a influência sazonal (períodos chuvoso e de estiagem) a qual o reservatório está submetido. Para essa pesquisa, foram escolhidos quatro pontos no Corpo Central I da Represa Billings levando-se em conta a heterogeneidade ambiental de cada um. Foram realizadas quatro coletas: duas no período de estiagem e duas no chuvoso, com o objetivo de verificar a dinâmica sazonal da comunidade fitoplanctônica. Os valores de densidade fitoplanctônica (ind/mL) determinados foram posteriormente convertidos em biovolume (mm^3/L). Foi quantificada a diversidade α , através do Índice de Shannon-Wiener, a riqueza de espécies e a frequência de ocorrência dos táxons durante os períodos de coleta. Uma Análise de Componentes Principais (PCA) foi realizada no conjunto de dados com o intuito de verificar se existe uma influência sazonal agindo sobre a diversidade das espécies do fitoplâncton. Os resultados sobre diversidade e riqueza não evidenciaram grande variação sazonal no número de espécies durante os dois períodos estudados. Em relação à frequência de

ocorrência nota-se que a maior representatividade se deve as espécies da divisão Cyanobacteria. Os resultados da PCA, no entanto, mostraram uma influencia sazonal atuando sobre a distribuição das divisões/classes do fitoplâncton durante os dois períodos (estiagem e chuvoso). Foi possível constatar que a sazonalidade tem efeito sobre a abundância dos grupos nos dois diferentes períodos analisados. Esse fato foi evidenciado pela predominância da divisão Cyanobacteria na estiagem junto com a queda das microalgas, enquanto no período chuvoso a tendência é aumentar a biomassa das microalgas. Esse efeito está interligado ao regime pluviométrico e seus efeitos indiretos sobre a represa, a predominância desse grupo evidencia o processo crescente de eutrofização do reservatório.

Palavras-chave: Reservatório. Eutrofização. Cianobactéria. Comunidade. Ecossistemas Aquáticos.

Abstract

Water's versatility and its influence on other compounds make it one of the most important substances for the survival of all organisms, including humans. There is a tendency of the population to congregate near the water bodies, as these eventually provide them with benefits. The establishment of reservoirs was necessary to meet the demands of the growing population. This growth has been increasing the environmental impact on the watershed areas and the pollution of the water bodies, severely impairing the water quality of the supply reservoirs. This includes the Billings Dam, the largest water reservoir in the São Paulo Metropolitan Region and perhaps the most threatened by pollution and eutrophication. Therefore, the study of the phytoplankton community is an important tool for monitoring the environmental impacts due to the eutrophication process. They are the main primary producers of aquatic ecosystems and extremely sensitive to the minimal variations in physical, chemical and biological conditions that interfere with the dynamics of the phytoplankton community species. For this reason I decided to determine the diversity of the phytoplankton community of the Billings Dam Central Corps I using quantitative and qualitative methods and taking into account the diversity of species that comprise it. Based on the composition of the taxa we can verify, through statistical tools, if the phytoplankton community suffers from the seasonal influence (rainy and dry periods) to which the reservoir is subjected. For this research, four points were chosen in the Billings Dam Central Corps I, taking into account the environmental heterogeneity of each one. Four collections were carried out: two in the dry season and two in the rainy season, in order to verify the seasonal dynamics of the phytoplankton community. The phytoplankton density values (ind / mL) determined were later converted to biovolume (mm^3 / L). The diversity α was quantified through the Shannon-Wiener Index, the species richness and the frequency of occurrence of taxa during the collection periods. A Principal Component Analysis (PCA) was performed on the dataset to verify whether there is seasonal influence acting on phytoplankton species diversity. The results on diversity and richness did not show great seasonal variation in the number of species during the two studied periods. Regarding the frequency of occurrence it is noted that the greater representativeness is due to the species of the Cyanobacteria division. The PCA results, however, showed seasonal influence acting on the distribution of phytoplankton divisions / classes during both periods (drought and rainy season).

Seasonality has an effect on the abundance of the groups in the two different periods analyzed. This fact was evidenced by the predominance of the Cyanobacteria division in drought along with the microalgae fall, while in the rainy season the tendency is to increase the microalgae biomass. This effect is linked to the rainfall regime and its indirect effects on the dam, the predominance of this group highlights the growing process of eutrophication of the reservoir

Keywords: Reservoir. Eutrophication. Cyanobacteria. Community. Aquatic Ecosystems

Lista de Ilustrações

Figura 1. Bacia hidrográfica da Represa Billings, limites municipais, rios formadores e os braços da represa

Figura 2. Localizações: a) Estado de São Paulo; Área de Proteção e Recuperação de Mananciais da Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings (APRM-B); c) Compartimentos ambientais da APRM-B; d) Compartimento ambiental Corpo Central I e os pontos de coleta.

Figura 3. Climograma (EM-IAG-USP) com as médias mensais de temperatura e precipitação para os anos de 2017 e 2018. As colunas marcadas na cor vermelha correspondem aos meses em que foram realizadas as coletas.

Figura 4. Média do número espécies por período (chuvoso/estiagem).

Figura 5. Média do número de espécies obtidas para cada período, estiagem à direita e chuvoso à esquerda.

Figura 6. Índice de Diversidade de Shannon-Wiener para a comunidade fitoplanctônica do Corpo Central I, diferenciado entre pontos e coletas.

Figura 7. Biovolume total ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) das Cianobactérias e Microalgas Eucariontes nos períodos e pontos de coleta.

Figura 8. Espécies dominantes e abundantes expressos como porcentagem do biovolume, para o período chuvoso (janeiro de 2017)

Figura 9. Espécies dominantes e abundantes expressos como porcentagem do biovolume, para o período chuvoso (janeiro de 2018).

Figura 10. Espécies dominantes e abundantes expressos como porcentagem do biovolume, para o período de seca (agosto de 2017)

Figura 11. Espécies dominantes e abundantes expressos como porcentagem do biovolume, para o período de seca (agosto de 2018)

Figura 12. Análise de Componentes Principais (PCA) com base no biovolume total das 9 classes/divisões do fitoplâncton para análise de correlação entre elas e a sazonalidade

Lista de Tabelas

Tabela 1. Classificação dos corpos hídricos com relação à trofia, baseados no relatório da CETESB 2015.

SUMÁRIO

1. Introdução.....	14
2. Objetivos.....	19
3. Material e Métodos.....	20
3.1 Área de estudo.....	20
3.2 Pontos de coleta.....	22
3.3 Variável climática.....	24
3.4 Coleta de água	26
3.5 Análises qualitativa e quantitativa do fitoplâncton.....	25
3.6 Abundância e dominância.....	27
3.7 Frequência de ocorrência.....	28
3.8 Índice de Shannon-Wiener (H').....	28
3.9 Análise estatística.....	28
4. Resultados e Discussão.....	29
4.1 Composição da comunidade fitoplanctônica.....	29
4.2 Biovolume da Comunidade fitoplanctônica.....	33
4.3 Análise de Componentes Principais (PCA).....	43
5. Conclusão.....	45
6. Referências.....	46
7. Anexos.....	50

1. Introdução

As civilizações humanas são muito dependentes da oferta de água, que vai além da sobrevivência básica até a sustentação dos pilares do desenvolvimento econômico que é o responsável por moldar a sociedade atual. Por outro lado, as atividades antrópicas são responsáveis também por poluir e degradar esse recurso, embora sejam extremamente dependentes desse. A intensificação do seu uso, a utilização como destino final para deposição de resíduos líquidos e sólidos e a deterioração de áreas alagadas e das matas de galeria são alguns fatores responsáveis pela diminuição da qualidade e quantidade disponível desse recurso (TUNDISI, 2011). Aproximadamente $\frac{3}{4}$ da superfície do planeta são dominados pela água (WETZEL, 2001), no entanto sua distribuição é bastante heterogênea. A maior parte dessa água é salgada, cerca de 97,5%, o que reduz muito as possibilidades para sua utilização. Já esses 2,5% de água doce restante estão espalhados pelo planeta aprisionados ou em geleiras e calotas polares (68,9%), ou no subterrâneo (29,9%) restando somente 1,2% disponível na superfície dos continentes sob a forma de rios, lagos e outros reservatórios (SHIKLOMANOV, 1998).

A maior reserva hidrográfica de água doce do planeta está localizada no Brasil, cerca de 12% (TUNDISI, 2011). Apesar dessa grande porcentagem estar em território nacional sua distribuição é bastante desigual dificultando o acesso para uma parcela da população. Para se ter uma ideia da discrepância, a Região Sudeste acomoda cerca de 42% da população brasileira e conta com 6% do potencial hídrico nacional, contrastando com os 8% da população na Região Norte, a qual detém cerca de 80% de todo potencial hídrico (IBGE, 2014).

Os rios e lagos do planeta são as principais fontes de água e as mais exploradas, porém sua distribuição na superfície dos continentes é irregular fornecendo grande abundância em certas regiões e levando a escassez extrema em outras, o que pode desencadear conflitos (TUNDISI, 2011). A construção de represas, portanto, surge como uma ferramenta viável para o armazenamento e uso da água. Desde o início das civilizações essa forma de armazenar água é utilizada para os mais diferentes fins (TUNDISI, 2011). O abastecimento de água é apenas uma das várias possibilidades de uso das represas, estas também podem ser utilizadas na geração de energia elétrica, no controle de

inundações, como local de recreação e no transporte hidroviário (COOKE *et al.*, 1993). Com o objetivo de amenizar os problemas de abastecimento de água devido ao crescimento populacional iniciou-se a construção, no início do século XX, de reservatórios maiores, com o auxílio de novas tecnologias. A construção de reservatórios artificiais passou a ser essencial em muitos lugares. No estado de São Paulo, por exemplo, existem cerca de 55 represas espalhadas por todo território paulista (ESTEVES, 2011).

Cada reservatório está inserido e é intimamente conectado a sua respectiva bacia hidrográfica, e são considerados ecossistemas semi-fechados. Podem possuir características de ambientes lóticos, lênticos ou até mesmo uma mistura dos dois. São influenciados por diversos elementos naturais como clima, precipitação, vegetação, atividades humanas e pelos diferentes tipos de compartimentos de cada corpo hídrico, que em conjunto irão determinar a qualidade das águas que fluem no reservatório (HENRY *et al.*, 1998; IAP, 2004; STRAŠKRABA; TUNDISI, 2013).

A poluição expandiu consideravelmente nos ecossistemas aquáticos, devido ao grau de urbanização e o crescimento mundial da população humana ao redor dos recursos hídricos. A contaminação das águas superficiais pela falta de tratamento dos resíduos domésticos vem se tornando um problema generalizado nos grandes centros urbanos de países em desenvolvimento. O descarte do esgoto doméstico diretamente nos cursos d'água sem prévio tratamento vem causando uma deterioração lenta e gradual das bacias hidrográficas devido à elevação drástica na quantidade de nutrientes chaves, como o fósforo e o nitrogênio que contribuem para um aumento excessivo na produção primária (STRAŠKRABA; TUNDISI, 2000, TUNDISI, 2011). O tempo de residência da água também influencia e é outro fator considerado na probabilidade dessas substâncias se fixarem no ambiente dando origem ao processo conhecido como eutrofização (VOLLENWEIDER; JORGENSEN, 1989).

A eutrofização é o enriquecimento de corpos hídricos por nutrientes, principalmente nitrogênio e fósforo. A eutrofização pode ocorrer de forma natural, tratando-se de um processo lento e gradual, que acontece com o passar de centenas de anos, onde os nutrientes começam a acumular nos corpos d'água e favorecem de forma gradual o desenvolvimento cada vez maior do fitoplâncton (TUNDISI; TUNDISI, 2008). No entanto, o processo de enriquecimento dos sistemas aquáticos pode ser acelerado pela interferência

humana, através do descarte de esgoto doméstico e industrial e do aporte de fertilizantes usados na agricultura, nesse caso chamado de eutrofização “cultural” ou artificial (TUNDISI, 2011).

O crescimento excessivo dos produtores primários aquáticos, é uma das consequência da eutrofização e ocorre devido ao aumento dos nutrientes essenciais, nitrogênio e fósforo. Esses organismos podem ser divididos em dois grandes grupos distintos, o fitoplâncton constituído por diversos microorganismos fotossintetizantes (as microalgas eucariontes e as cianobactérias procariontes) e as macrófitas aquáticas (divisão Embryophyta) (BICUDO, 2006; REYNOLDS, 2006; RAVEN, 2007). O crescimento excessivo desses organismos na superfície obstrui a entrada de luz para os níveis mais profundos da coluna d'água, causando a morte das espécies bentônicas fotossintetizantes e por consequência ocorre a diminuição drástica na concentração de oxigênio dissolvido nos estratos inferiores. A disponibilidade de mais matéria orgânica acelera a atividade dos decompositores aeróbicos. À medida que o oxigênio diminui mais organismos morrem e ficam disponíveis para decomposição, porém sem a presença do oxigênio ou com a sua concentração baixa a decomposição passa a ser realizada pelos microorganismos anaeróbios (TUNDISI, 2011). A eutrofização diminui drasticamente a qualidade da água prejudicando e encarecendo seu uso para o abastecimento público e é responsável por diminuir a biodiversidade nos ecossistemas aquáticos (TUNDISI, 2011).

Os corpos hídricos podem ser classificados de acordo com o seu índice de estado trófico. Esse índice classifica cada corpo hídrico em diferentes graus de trofia, a qual é determinada levando-se em conta a concentração de nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento da comunidade fitoplanctônica (CETESB, 2018). Segundo a CETESB (2015) (tabela 1), o Índice de Estado Trófico (IET) é calculado a partir das médias aritméticas de duas variáveis medidas na superfície da água, a concentração de fósforo total e clorofila-a ($\mu\text{g/L}$) (Carlson, 1977; Lamparelli, 2004; TUNDISI, 2011).

Tabela 1. Limites para classificação dos Estados tróficos baseados nos critérios de CETESB (2015)

Categoria Trófica	IET
Ultraoligotrófico	$\leq 47,0$
Oligotrófico	47,1 – 52,0
Mesotrófico	52,1 – 59,0
Eutrófico	59,1 – 63,0
Supereutrófico	63,1 – 67,0
Hipereutrófico	$\geq 67,0$

Dentro desse contexto pode-se citar a Represa Billings, área de estudo deste trabalho. Ela é considerada um dos maiores e mais importantes reservatórios de água da Região Metropolitana de São Paulo, sendo utilizada para diversos fins como o abastecimento público, controle de inundações, geração de energia, recreação e preservação ambiental (CETESB, 2017). Foi construída em 1927, pela Companhia Light, e seu objetivo inicial era a geração de energia na Usina Hidrelétrica de Henry Borden em Cubatão (SP). O idealizador desse projeto foi o engenheiro americano Asa White Kenney Billings (FRACALANZA; SINISGALLI, 2009). Em 1940, com o intuito de aumentar a vazão da Represa Billings um dos principais afluentes do Rio Tietê, o Rio Pinheiros, sofreu um processo de reversão do seu curso, o qual posteriormente passou a retornar para o reservatório aumentando a geração de energia elétrica em Cubatão e mostrando eficiência também no controle de enchentes na cidade de São Paulo (MARTINS, 2008).

A eutrofização vem afetando cada vez mais a qualidade da água da Represa Billings, os problemas com a poluição de suas águas são antigos e datam do século passado. A reversão do Rio Pinheiros foi responsável por elevar consideravelmente o aporte de efluentes domésticos e industriais na Represa (CETESB, 1994), além da contribuição das fontes pontuais de esgoto dos municípios que a circundam e a ocupação urbana irregular de suas margens. A situação tornou-se caótica e para evitar mais danos em 1982 foi construída a Barragem Anchieta para isolar o braço Rio Grande do restante da represa evitando que o aumento da poluição prejudicasse o abastecimento do ABC Paulista (MARTINS, 2008). Mesmo com o impedimento parcial do bombeamento das águas do Pinheiros a partir de 1993 o maior problema continua sendo a eutrofização (CAPOBIANCO; WHATELY, 2002).

Segundo a CETESB (2017), o reservatório apresenta alto grau de eutrofização, a partir das análises realizadas somente em dois pontos da represa, um deles no braço do rio Pequeno e outro próximo à barragem Billings-Pedreira, foram classificados como mesotróficos (ambiente em processo de eutrofização), sendo o restante dos pontos classificados como eutrófico. Nesse relatório foram comparados os resultados das variáveis Fósforo Total, Clorofila-a e o Número de Células de Cianobactérias com os valores estabelecidos como limite pela Resolução CONAMA nº 357/05, Conselho Nacional do Meio Ambiente que traz na Resolução nº 357/05 sobre “a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. todos valores ultrapassaram os limites estabelecidos”. Em relação às cianotoxinas, RIBEIRO (2018) constatou a presença de genes produtores de microcistina, uma variedade de cianotoxina, no Corpo Central 1 da Represa Billings. De acordo com a CETESB (2018), as microcistinas e saxitoxinas vêm sendo amplamente monitoradas. No ponto localizado próximo a barragem Pedreira foram computados valores para as concentrações de microcistina superiores aos indicados no anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5/2017 para água tratada ($1,0 \mu\text{g.L}^{-1}$), em janeiro, julho e novembro, cerca de $50 \mu\text{g.L}^{-1}$, tratando-se do maior valor encontrado em janeiro e sendo muito superior ao observado no ano anterior ($14,5 \mu\text{g.L}^{-1}$), a explicação foi a densidade elevada das células de cianobactérias do gênero *Microcystis*.

Como a comunidade fitoplanctônica responde rapidamente às alterações ambientais, a oferta demasiada de nutrientes orgânicos e minerais impacta diretamente a dinâmica da comunidade fitoplanctônica de um corpo hídrico. No último relatório da CETESB (2018) as cianobactérias constituíram-se o grupo dominante em todos os pontos de análise, destacando-se os gêneros *Microcystis* e *Woronichinia*. Em RIBEIRO (2018), o padrão se manteve na época de seca, porém no período chuvoso houve diferença nos padrões de dominância, a densidade das cianobactérias foi relativamente menor no verão e por outro lado outros grupos do fitoplâncton aumentaram em densidade ($\text{Biovolume mm}^3/\text{mL}$). As cianobactérias têm se tornado um grande problema em reservatórios de abastecimento pelo mundo, pois além de prejudicarem a biota aquática produzem toxinas perigosas à saúde humana e animal (BRANDÃO; DOMINGOS, 2006; TUNDISI, 2011). Podem-se destacar três ordens de cianobactérias que estão comumente envolvidas em florações, são elas

Oscillatoriales, Chroococcales (*Microcystis aeruginosa*) e Nostocales (*Dolichospermum* sp., *Aphanizomenon* sp.) (Costa et al., 2009). Referente à ordem Chroococcales pode-se destacar os gêneros *Microcystis* e *Woronichinia*, os quais vêm sendo encontrados com frequência na Represa Billings e são potencialmente produtoras de cianotoxinas (MOUTINHO, 2016; RIBEIRO, 2018; CETESB, 2017; CETESB, 2018). Portanto monitorar a dinâmica da comunidade fitoplanctônica no ambiente do reservatório é extremamente importante para que se possa fazer uso dos recursos hídricos com mais qualidade.

2. Objetivo

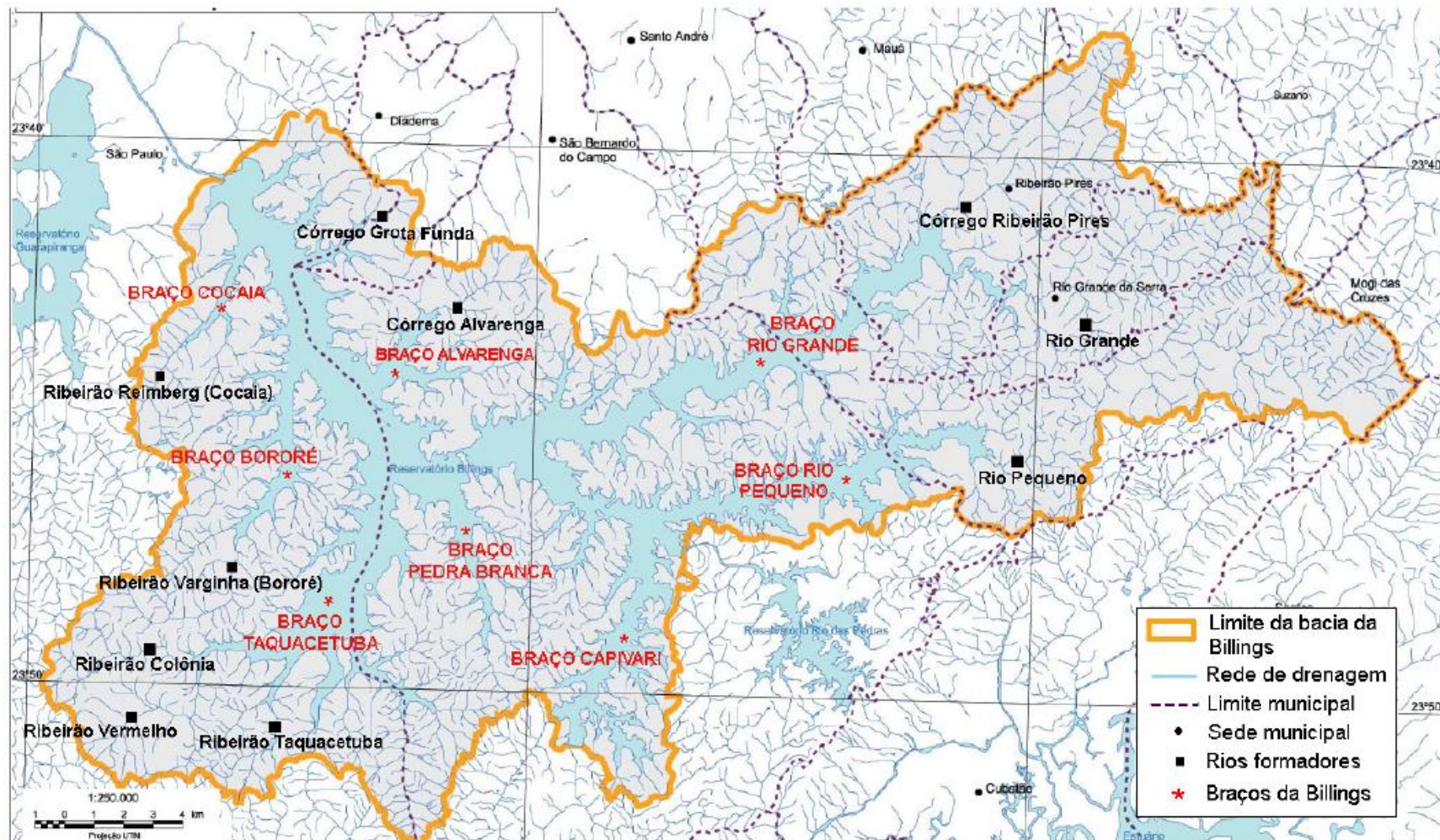
O objetivo deste trabalho foi determinar a diversidade da comunidade fitoplanctônica do Corpo Central 1 da Represa Billings, levando em conta a diversidade de espécies que a compõem e verificar se existe influência da variação sazonal em períodos de seca e chuva na diversidade das espécies

3. Material e métodos

3.1 Área de estudo

A bacia hidrográfica da Represa Billings ocupa uma área de 582,8 km², ela está situada na porção sudeste da Região Metropolitana de São Paulo, fazendo fronteira, com a Bacia Hidrográfica da Represa Guarapiranga, a oeste e, ao sul, com a Serra do Mar (CAPOBIANCO; WHATELY, 2002). A bacia está inserida em uma área de Mata Atlântica. Um estudo realizado pelo Instituto Socioambiental em 1999 verificou que 53% da sua área total encontrava-se recoberta com vegetação original (CAPOBIANCO; WHATELY, 2002). O aumento acelerado da urbanização e de outras atividades antrópicas em algumas sub-bacias, como é o caso da região do município de Diadema, levou a perda quase total da vegetação natural antes existente, um fator que é muito prejudicial para a qualidade da água do reservatório. (CAPOBIANCO; WHATELY, 2002).

Figura 1. Bacia hidrográfica da Represa Billings, limites municipais, rios formadores e os braços da represa.

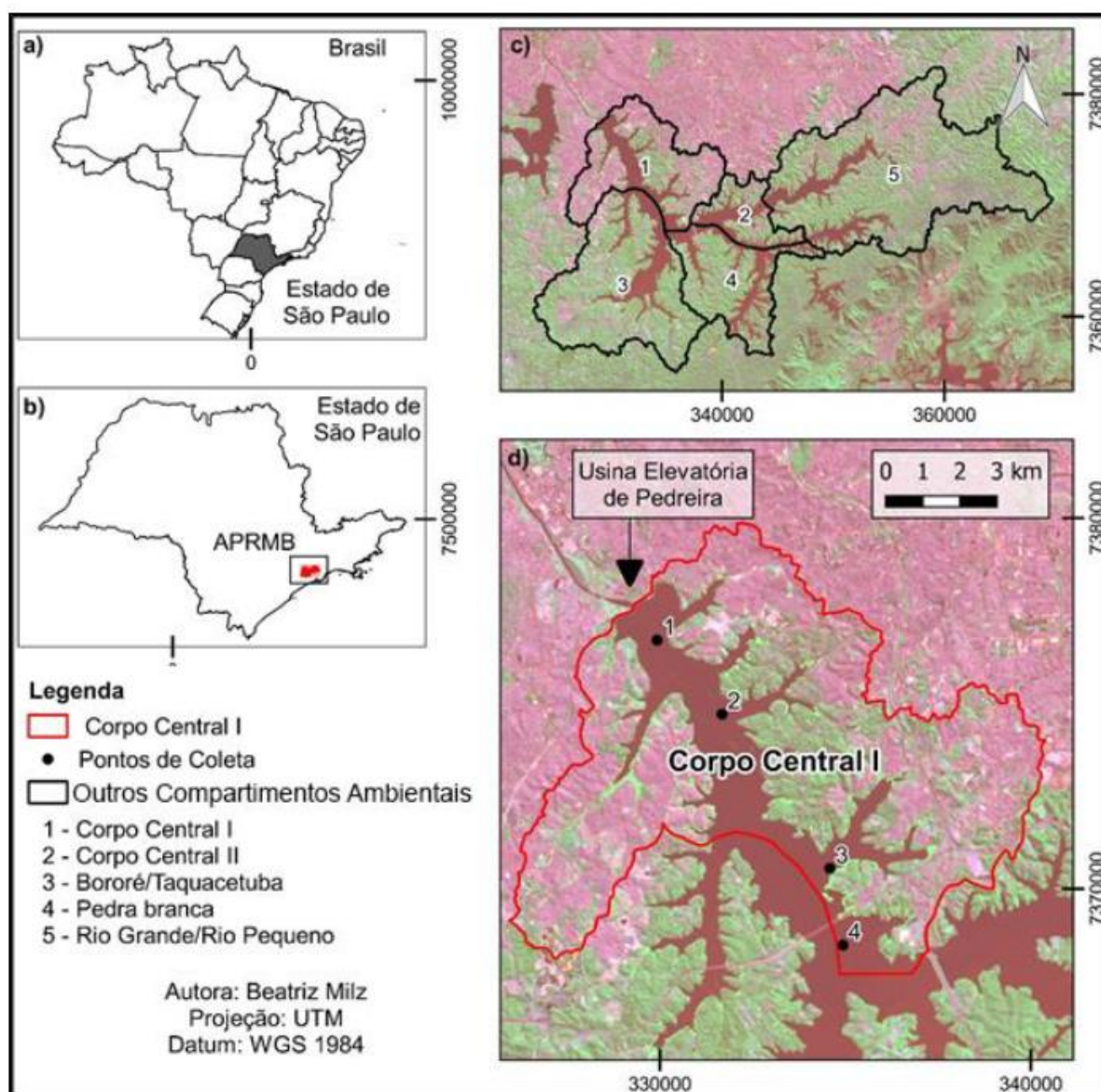


Fonte: <http://www.mananciais.org.br/sites/mapa> e modificado por NISHIMURA, 2008.

3.2 Pontos de coleta

As coletas foram realizadas de janeiro de 2017 a agosto de 2018, totalizando quatro coletas, visando dois períodos do ano com características climáticas distintas, a estiagem (agosto) e o período chuvoso (janeiro). Foram selecionados 4 pontos, levando-se em conta a sua heterogeneidade e contribuições locais diferenciadas, com o objetivo de verificar sua influência na dinâmica da comunidade fitoplanctônica. A coleta foi realizada no período da manhã com início aproximadamente às 8 horas e término por volta de 12 horas. O ponto 1 é o local mais próximo do Rio Pinheiros, onde encontra-se a conexão de suas águas com as da represa. O ponto 2 tem proximidade com uma região de vegetação original remanescente, portanto esperava-se que apresentasse uma estabilidade ambiental maior, trata-se do ponto mais próximo do município de Diadema. O ponto 3 localiza-se próximo a uma área em que há ocupação urbana crescente e muito provavelmente, os impactos desse crescimento desenfreado pode estar afetando a qualidade das águas da represa. Já o ponto 4 localiza-se próximo ao braço Taquacetuba, onde há o predomínio da vegetação ocorrendo baixa ocupação urbana, porém está em contato permanente com uma das vias de trânsito do Rodoanel Mário Covas que cruza a Represa Billings.

Figura 2. Localizações: a) Estado de São Paulo; Área de Proteção e Recuperação de Mananciais da Bacia Hidrográfica do Reservatório Billings (APRM-B); c) Compartimentos ambientais da APRM-B; d) Compartimento ambiental Corpo Central I e os pontos de coleta.



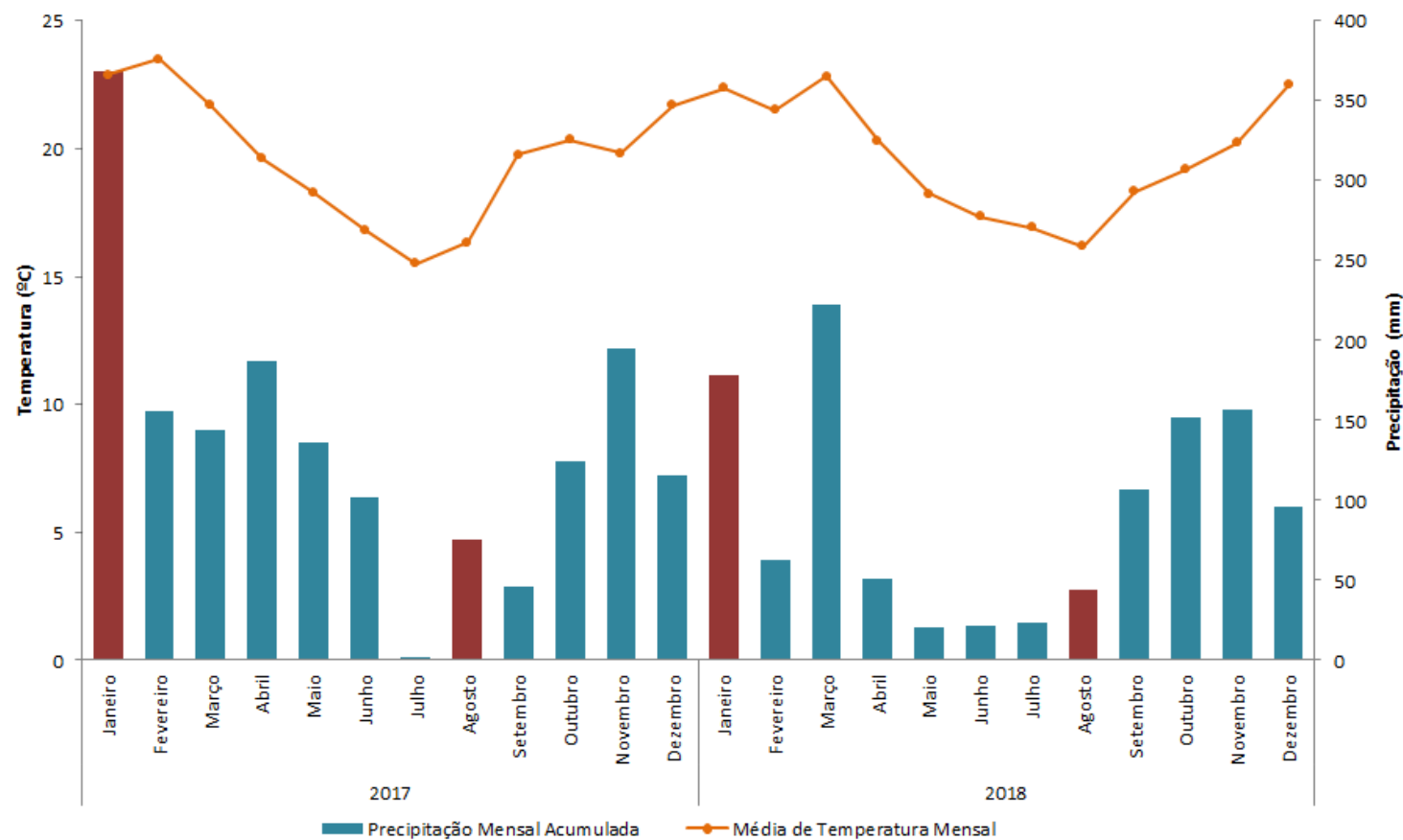
Fonte: Elaborado pela autora utilizando o *Software QGIS*, e dados de MMA, 2007; DATAGEO, 2015; USGS, 2016.

3.3 Variável climática

O clima de São Paulo, segundo a classificação de Köppen, é considerado subtropical úmido, ou seja, caracterizado por invernos secos e verões chuvosos. Sendo assim, é mais correto dizer que a cidade apresenta duas estações, uma delas seca e a outra úmida (IAG-USP). Utilizamos os boletins publicados trimestralmente pelo IAG-USP, com o objetivo de escolher o mês que possuísse as características mais típicas das duas estações. Portanto escolhemos realizar as coletas no mês de agosto, para o regime de seca, e no mês de Janeiro, para o regime de chuvas.

Na Figura 3, o climograma apresenta as médias de temperatura e precipitações acumuladas durante todo período deste trabalho, cerca de um ano, com início em janeiro de 2017 e término em agosto de 2018. Com base nos dados de temperatura e precipitação apresentados no gráfico é correto inferirmos que existe um efeito sazonal na região, marcado por meses com temperaturas elevadas e alta precipitação e meses mais secos com temperaturas mais baixas, esse efeito pode ser determinante na dinâmica da comunidade fitoplanctônica e sua diversidade, além de interferir em outros parâmetros (físicos e químicos) utilizados para análise da qualidade da água.

FIGURA 3. Climograma (EM-IAG-USP) com as médias mensais de temperatura e precipitação para os anos de 2017 e 2018. As colunas marcadas na cor vermelha correspondem aos meses em que foram realizadas as coletas.



Fonte: Dados obtidos a partir dos boletins mensais da Estação Meteorológica e Instituto de Astronomia, Geofísica e Ciências Atmosféricas da Universidade de São Paulo (EM-IAG-USP).

3.4 Coleta de água

Para a coleta da água alguns dados importantes foram anotados, como o horário inicial, condição climática, temperatura ambiente e outras observações que se revelaram pertinentes durante o decorrer desta. A transparência da água foi obtida com o disco de Secchi, que é um disco metálico com 20 cm de diâmetro e que apresenta duas regiões demarcadas com as cores preta e branca, além do seu cabo que irá expressar as medidas de profundidade.

Para coleta da análise qualitativa do fitoplâncton foi utilizada uma rede de plâncton com poro de 20 μ m. Para análise quantitativa do fitoplâncton e determinação dos nutrientes utilizaremos a garrafa de Van Dorn.

As análises laboratoriais foram realizadas no Laboratório de Ecofisiologia e Monitoramento Ambiental e na Sala de Microscopia Eletrônica, ambos estão localizados na Universidade Federal de São Paulo – Campus Diadema e na unidade José de Fillipi.

3.5 Análises qualitativa e quantitativa do fitoplâncton

Chegando ao laboratório o primeiro passo foi a separação das amostras oriundas da rede de fitoplâncton e da garrafa de Van Dorn. Para os 4 frascos contendo a amostra coletada com a rede utilizamos o formaldeído 40% neutralizado com NaHCO₃, fornecendo a concentração final de 4%, ideal para fixar e preservar as amostras para fins taxonômicos. No restante dos 4 frascos foi adicionado o lugol acético a 1%, tal como descrito em Sant'anna (2006) para a quantificação do fitoplâncton.

Para identificação do fitoplâncton utilizou-se algumas lâminas e lamínulas para microscopia, onde o material foi colocado já fixado com o formol 4%. A amostra foi analisada com o auxílio de um microscópio óptico com os aumentos de 200x, 400x e 1000x. Foram utilizadas bibliografias específicas para auxiliar na identificação das espécies ou gêneros fitoplanctônicos (BICUDO; MENEZES, 2017; BORTOLINI *et al.*, 2010; DELLAMANO-OLIVEIRA *et al.*, 2008; DE MENEZES *et al.*, 2011; KOMÁREK; ANAGNOSTIDIS, 1998; 2005; KOMÁREK 2013; RODRIGUES; SANT'ANNA; TUCCI, (2010); ROSINI; SANT'ANNA; TUCCI, 2013; SANT'ANNA *et al.*, 2012; TUCCI *et al.*, 2015)

Para proceder à quantificação do fitoplâncton, utilizamos câmaras de sedimentação com volume de 5 ml ou 10 ml, segundo o método de Utermöhl (1958). O material ficou em repouso por cerca de 24 horas dentro de uma caixa úmida, para que a evaporação não promovesse a formação de bolhas dentro das câmaras. Durante a contagem foram considerados “indivíduos” todos, os organismos unicelulares, as colônias, os cenóbios e 50 µm de tricomas ou filamentos, sendo possível expor os resultados em indivíduos/ml.

Foi utilizado o método descrito em Norma Técnica CETESB L5. 303 (2012) e APHA (1998) para mensurar a densidade dos indivíduos (ind/mL). A contagem foi realizada utilizando-se o retículo de Whipple, de forma aleatória e através dos campos que estavam dentro de dois transectos perpendiculares. Após as 24h de repouso, a contagem do fitoplâncton foi realizada ao microscópio óptico invertido.

O número de campos contados foi definido a partir da estabilização da curva de rarefação de espécies, sendo assim a contagem foi realizada até que fossem atingidos 100 indivíduos da espécie dominante ou 400 indivíduos na totalidade, posteriormente foi necessário avançar sete campos em sequência para certificar que não ocorram espécies novas. Se não houver a contagem termina (LUND *et al.*, 1958; SANT’ANNA *et al.*, 2006).

Após mensurarmos a densidade fitoplanctônica (ind/ml) fez-se necessário a conversão deste valor para biovolume (mm³/L), evitando assim que ocorra uma subestimação da abundância relativa dos indivíduos coloniais e filamentosos. Na determinação do biovolume foram utilizados os métodos de Hillebrand *et al.* (1999) e Fonseca *et al.* (2014).

3.6 Abundância e dominância

Em relação à dominância, os táxons são considerados dominantes se seu biovolume representa mais de 50% do biovolume total dos táxons da amostra, segundo os critérios de Lobo e Leighton (1986). Para táxons abundantes o biovolume precisa ser maior do que a média do biovolume total dos táxons presentes na amostra ($M = \text{biovolume total} / \text{número de táxons da amostra}$).

3.7 Frequência de ocorrência

Foi obtida a frequência de ocorrência dos táxons com base na análise qualitativa do fitoplâncton. Com base nos resultados e utilizando o índice de Dajoz e os critérios de Tucci (2002), as espécies foram classificadas como constantes (somente aquelas presentes em 80% das amostras), frequentes (presença entre 50% e 80% das amostras), comuns (presença entre 20% e 50% das amostras) e raras (presença menor do que 20% das amostras).

3.8 Índice de Shannon Wiener (H')

Foi utilizado o índice de Shannon-Wiener (1949) para que a diversidade α pudesse ser estimada nos diferentes pontos. Esse método leva em conta a amostragem aleatória dos indivíduos em uma grande população (ind/ml). Os valores podem variar entre 1,0 e 4,5 bits/indivíduo. Os cálculos foram realizados no programa computacional Microsoft Office Excel 2010.

$$H' = - \sum_{i=1}^s (p_i \log_2 p_i)$$

P_i = abundância relativa da espécie i na amostra (n_i/N);

N = número total de indivíduos na amostra;

n_i = número total de indivíduos da espécie i na amostra;

S = riqueza de espécies.

3.9 Análise estatística

Foi realizado um tratamento prévio dos dados antes da aplicação da Análise de Componentes Principais (PCA). Os dados foram normalizados utilizando $\log x+1$ com o auxílio do Microsoft Office Excel 2010. Posteriormente foi realizada PCA para embasar a hipótese e verificar se realmente há correlação entre as variáveis expostas. Utilizou-se o software PC-ORD, version 6.0 for Windows e os dados de Biovolume total encontrados para as classes/divisão em todos os períodos e pontos analisados.

4. Resultados e discussão

4.1 Composição da comunidade fitoplanctônica

Foram identificadas 118 táxons de organismos fitoplanctônicos, distribuídos em 9 classes/divisões, sendo 7 Bacillariophyta, 4 Chlamydomphyceae, 38 Chlorophyceae, 1 Chrysophyceae, 3 Cryptophyceae, 3 Dinophyceae, 6 Euglenophyceae, 8 Zygnemaphyceae e as 49 Cyanobacteria, variando somente a frequência com que foram encontradas durante os dois diferentes regimes (seca e chuvas), consultar anexo 1 (tabela de frequência). Resultados similares foram encontrados também em outros trabalhos realizados em reservatórios eutróficos, como os de MOUTINHO (2016) (135 táxons), NISHIMURA (2008) (78 táxons), SILVA, (1999) (106 táxons) e TUNDIDI; TUNDISI (2005) (72 táxons), o que é esperado para ambientes com altas concentrações de nutrientes e em processo de eutrofização.

A divisão Cyanobacteria é mais representativa por apresentar o maior número de táxons da amostra. Porém a distribuição das espécies não foi homogênea durante os períodos de coleta. As espécies *Aphanotece zulanirae*, *Coelomoron tropicalis*, *Cyanodiction planctonicum*, *Dolichospermum circinalis*, *Dolichospermum mucosum*, *Dolichospermum* sp., *Dolichospermum spiroides*, *Geitlerinema unigranulatum*, *Limnothrix* sp., *Merismopedia punctata*, *Microcystis botrys*, *Microcystis panniformis*, *Planktothrix agardhii*, *Planktothrix isothrix*, *Romeria victoriae*, *Sphaerocavum brasiliensis* e *Synechococcus elungatus*, foram encontradas no período de estiagem, enquanto que *Aphanizomenon gracille*, *Aphanocapsa elachista*, *Aphanotece* sp, *Coelomorum pusillus*, *Coelomorum* sp, *Coelosphaerium evidentermarginatum*, *Epigloeosphaera brasílica*, *Eucapsis densa*, *Merismopedia tenuissima*, *Pseudoanabaena galeata*, *Radiocystis fernandoi* e *Rhabdoderma sanctipauli* presentes no período chuvoso.

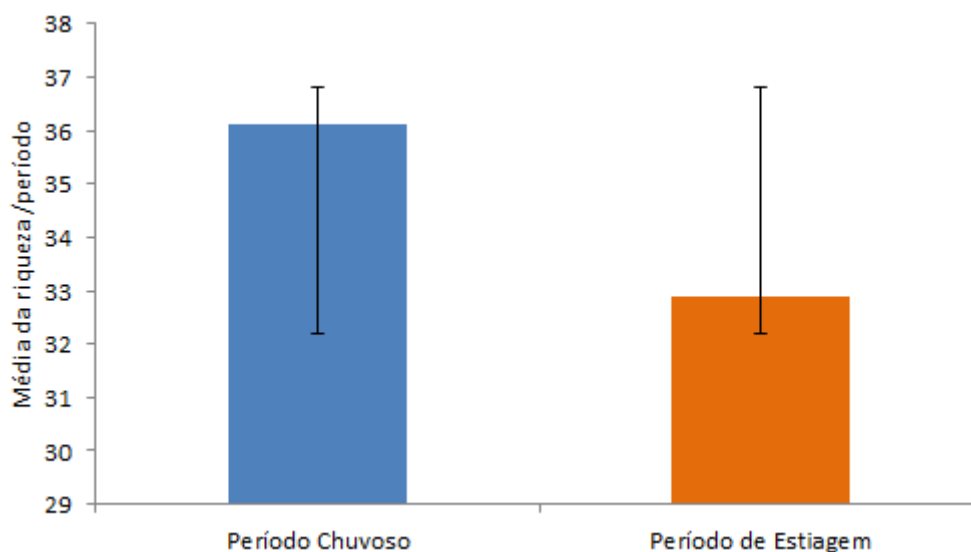
A Figura 4 traz a média da riqueza de espécies por período de coleta, pode-se constatar que houve uma diferença muito pequena na riqueza entre os períodos o que não é significativo. Sabe-se que a sazonalidade é um efeito muito bem compreendido nos reservatórios temperados, porém em climas tropicais e subtropicais esse padrão pode não ser tão perceptível. Os resultados obtidos por CARVALHO (2003) e GIANI e FIGUEIREDO, (1999) em reservatórios tropicais relatam diferenças sazonal na riqueza e diversidade, porém não houve um padrão claro durante esse trabalho. O período chuvoso é em média

ligeiramente mais rico em número de espécies do que a estiagem, porém o desvio padrão dos dados foi bastante grande o que corrobora a ideia de que não há uma diferença clara na riqueza das espécies entre os dois períodos estudados. Resultados observados em estudos anteriores também não observaram padrões claros de sazonalidade (NISHIMURA, 2008; MOUTINHO, 2016; RIBEIRO, 2018). A maior riqueza (43 espécies) foi computada no ponto 4 da coleta 3, e no 1 da coleta 4, contudo o ponto 3 da coleta 1 também apresentou número expressivo de espécies, cerca de 42.

Observando a média da riqueza entre os pontos de coleta, como mostrado na Figura 5, percebe-se que há uma variação na riqueza entre os pontos, sendo os pontos 3 e 4 em média mais ricos em espécies do que os pontos 1 e 2. A distribuição da riqueza está ligada ao grau de deterioração do ambiente, coincidentemente os pontos com menor riqueza são aqueles mais próximos à barragem e, portanto sofrem impacto direto do bombeamento das águas do Rio Pinheiros. AQUINO (2018) observou um perfil de decaimento longitudinal nos valores obtidos em suas análises de fósforo total e compostos nitrogenados, estas concentrações eram elevadas próximas à reversão do rio pinheiros, mas à medida que nos afastamos das comportas elas reduziam gradativamente. Em relação ao nitrogênio total, por exemplo, as concentrações mínimas e máximas na superfície foram, respectivamente, 0,70 mg/L (Ponto 4 - chuvoso) e 1,87 mg/L (Ponto 1 – Estiagem). O período de estiagem apresentou maiores concentrações desse nutriente em relação ao chuvoso. Já para o fosforo total. As concentrações mínimas e máximas encontradas na superfície, para o fósforo total foram, respectivamente, 0,760 mg/L (Ponto 4 - chuvoso) e 0,293 mg/L (Ponto 1 – Estiagem). Tanto para nitrogênio total, quanto para fósforo total o período de estiagem apresentou valores superiores aos encontrados no período chuvoso. As concentrações de fósforo total foram superiores às estabelecidas pela Resolução CONAMA nº 35710/2005 (cerca de 0,03 mg/L), essa resolução não apresenta um valor estabelecido para nitrogênio total.

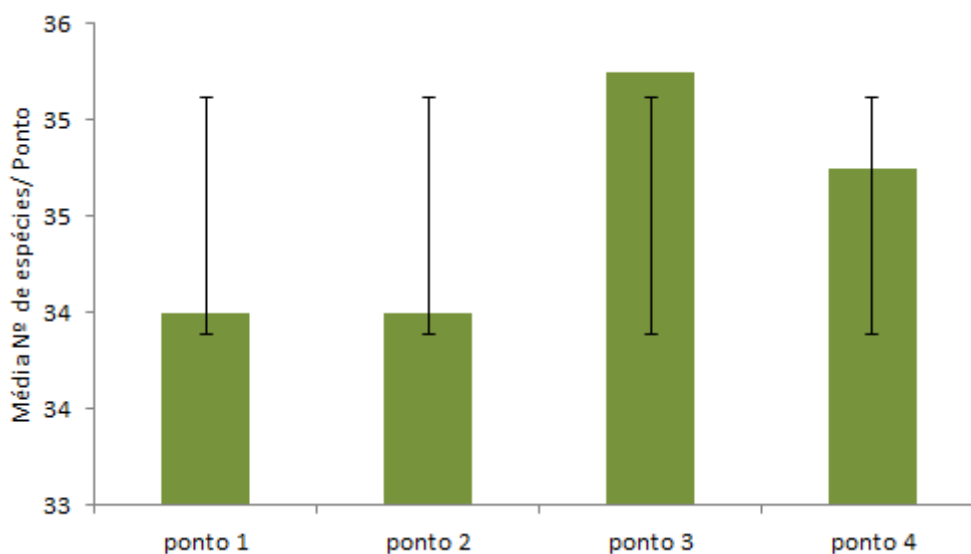
A proporção de espécies de cianobactérias encontradas é um fator importante para considerar um ambiente eutrófico. Cerca de 43% das espécies encontradas no estudo eram da divisão Cyanobacteria, a elevada riqueza do grupo também está associada a eutrofização, já que possuem capacidade de competição e adaptação superiores aos de outros grupos fitoplanctônicos e são favorecidas nestas condições, como já foi constatado por diversos estudos anteriores (MOUTINHO, 2016; CARVALHO, 2003; RIBEIRO, 2018; AQUINO, 2018).

Figura 4 - Média do número espécies por período (chuvoso/estiagem).



Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 5. Média do número de espécies obtidas para cada período, estiagem à direita e chuvoso à esquerda.



Fonte: Elaborado pelo autor

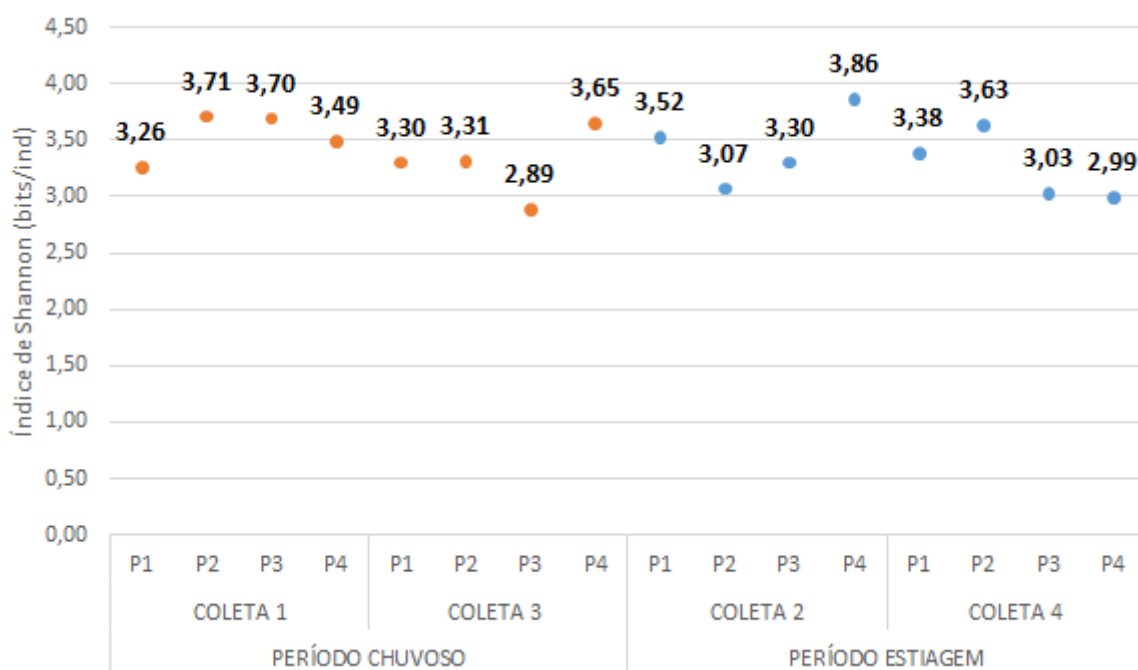
Baseado nos critérios de Dajoz (1973) e Tucci (2002), cinco táxons foram classificados como constantes (presença em 80% ou mais nas amostras) baseados na frequência de ocorrência com que a espécie é observada nas amostras. Três espécies pertenceram a classe Cyanobacteria: *Microcystis aeruginosa*, *Pseudanabaena mucicola* e *Synechocystis aquatilis*. As outras 2 espécies pertenceram às classes Dinophyceae e Chlorophyceae: *Ceratium furcoides* e *Closteriopsis longissima*, respectivamente.

Dentre as espécies consideradas frequentes (50 a 80% de presença nas amostras) 21 táxons foram enquadrados, sendo a divisão Cyanobacteria a mais representativa, com as seguintes espécies: *Aphanocapsa annulata*, *Cuspidothrix issatschenkoi*, Filamentosa não identificada, *Geitlerinema amphibium*, *Merismopedia tenuissima*, *Microcystis protocystis*, *Planktolyngbya limnetica*, *Synechococcus nidulans*, *Woronichinia naegeliana*. Quatro táxons pertenceram à divisão Bacillariophyceae: *Aulacoseira granulata*, *Asterionella formosa*, *Cyclotella meneghiniana*, *Navicula* sp, e quatro pertenciam a Chlorophyceae: *Actinastrum hantzchii*, *Coelastrum microporum*, *Micractinium pusillum*, *Monoraphidium contortum*. Enquanto que as quatro restantes: *Chlamydomonas* sp., *Cryptomonas* sp., *Euglena agilis* e *Staurostrum paradoxum*, representaram cada um uma classe diferente, sendo Chlamydomonophyceae, Cryptophyceae, Euglenophyceae e Zygnemaphyceae respectivamente. Cerca de 78% das espécies encontradas nas amostras foram consideradas comuns ou raras, resultado superior ao verificado por MOUTINHO (2016). No entanto 42% destas espécies comuns e raras eram somente de cianobactérias, a maior proporção dessa classe também foi encontrada em MOUTINHO (2016), pois a riqueza de cianobactérias está associada com o nível de eutrofização do ambiente, por esse motivo não foi observado por NISHIMURA, (2008), já que seu trabalho contemplou uma região do reservatório (Braço Rio Grande na represa Billings) em que há captação de água para abastecimento, por esse motivo a presença de algicidas podem afetar a diversidade das espécies encontradas.

A diversidade α foi mensurada utilizando o índice de Shannon-Wiener e está representada na Figura 6. Verifica-se que não há uma variação pronunciada na diversidade entre os períodos analisados. Percebe-se claramente que existe uma flutuação temporal na diversidade entre os anos de 2017 e 2018 e não entre os períodos (estiagem e chuvoso). O ano de 2017 apresentou uma diversidade maior, se observarmos a distribuição dos pontos percebe-se que os maiores valores estão presentes nesse ano, enquanto que 2018 há uma diminuição da diversidade e também os pontos apresentaram valores de H' menores. Essa diferença pode estar sendo influenciada pela quantidade de água bombeada do Rio Pinheiros para a Billings, essa quantidade foi maior em 2017, como descrito em CETESB (2017). FIGUEIREDO & GIANI (2001) encontraram valores para H' que variaram de 2,0 a 3,5 bits/ind ao estudar um reservatório eutrófico em Minas Gerais. O mesmo ocorreu com CALIJURI et al. (2002) que observou variações de 0,7 a 2,8 bits/ind no reservatório de Barra

Bonita (SP), o resultado apresentado nos dois estudos sofreu grande influência sazonal o que não foi muito pronunciado no presente estudo. Segundo MARGALEF (1972) ambientes com baixa diversidade devem apresentar $H' < 2,5$ bits/ind, nesse sentido e levando em conta esse índice pode-se concluir que foi encontrada uma diversidade alta, mesmo tratando-se de um ambiente eutrofizado, a alta complexidade do ambiente pode ser a explicação para tal fato.

Figura 6. Índice de Diversidade de Shannon-Wiener para a comunidade fitoplanctônica do Corpo Central I, diferenciado entre pontos e coletas.



Fonte: Elaborado pelo autor

4.2 Biovolume da Comunidade fitoplanctônica

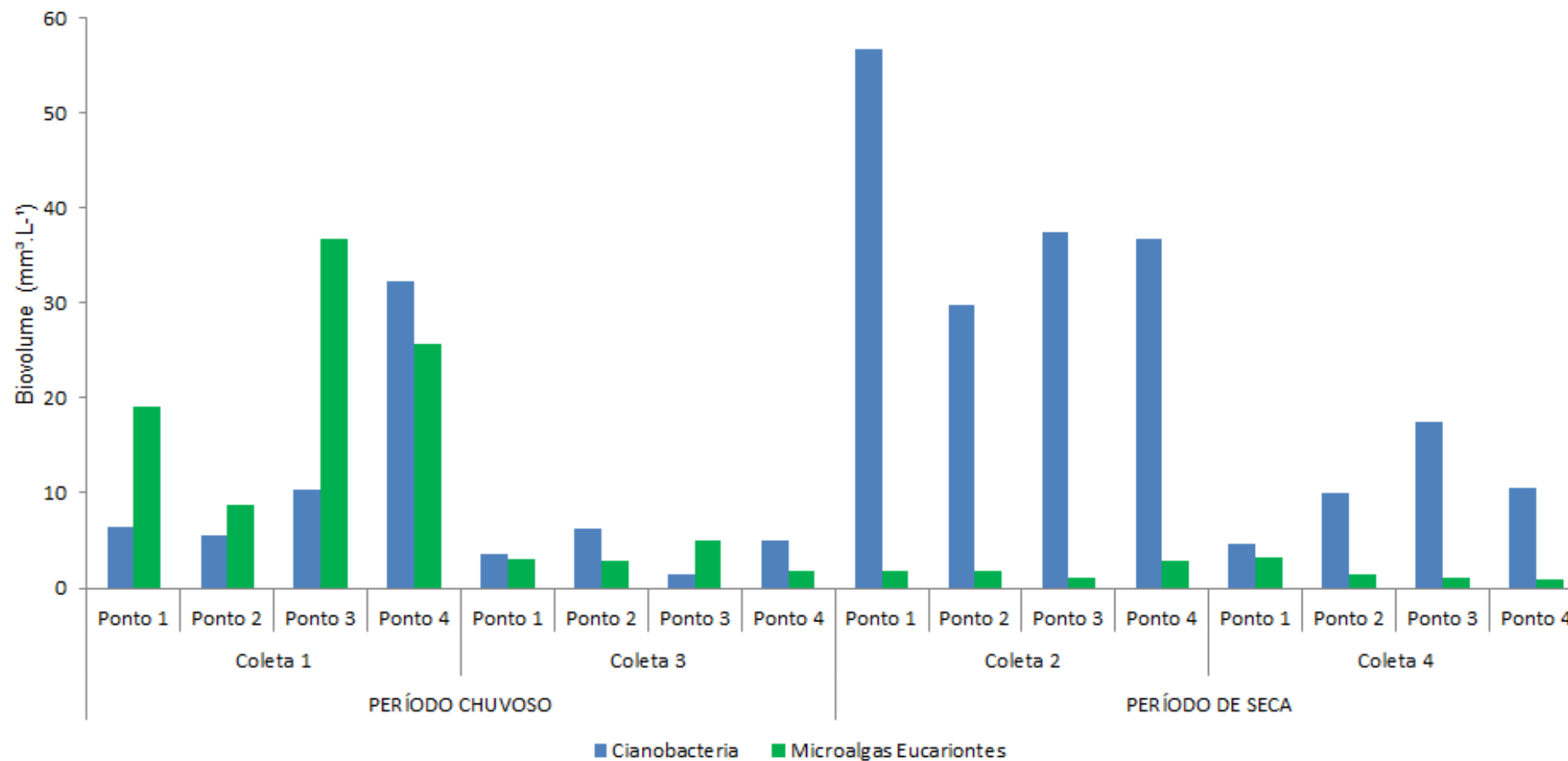
O biovolume total do fitoplâncton durante o período de estiagem foi mais elevado ($217,08 \text{ mm}^3/\text{L}^{-1}$), do que no período chuvoso ($173,71 \text{ mm}^3/\text{L}^{-1}$). Com base na densidade em biovolume pode-se inferir que há uma influência sazonal na distribuição do fitoplâncton. O período chuvoso favorece uma maior diversidade das espécies, enquanto que no período de estiagem ocorre uma dominância das cianobactérias em relação às microalgas eucariontes, acarretando uma queda na diversidade da comunidade fitoplanctônica.

A Figura 7 apresenta o biovolume total ($\text{mm}^3/\text{L}^{-1}$) das Cianobactérias em relação ao das Microalgas Eucariontes nos períodos e por ponto de coleta. Verifica-se o domínio das cianobactérias, nos dois períodos de estiagem. Provavelmente a dominância das

cianobactérias está relacionada com a combinação de um ambiente rico em nutrientes (BICUDO, 2011; FALCONER, 2005; MOSCHINI *et al.*, 2009; WATSON, 1997;), coluna d'água estável devido ao longo período de residência da água, cerca de 905 e 703 dias em 2017 e 2018 respectivamente (REYNOLDS, 1987; CETESB, 2018) e menor intensidade luminosa (SMITH, 1986), favorecendo as florações excessivas das cianobactérias que por estarem em grande densidade são as dominantes durante toda a estiagem, o que também foi observado por RIBEIRO (2018) no Corpo Central I da Billings.

A coleta 1 do período chuvoso (Figura 7), exibiu um padrão diferente das demais, com a população de microalgas eucariontes apresentando biovolume mais elevado em relação às Cianobactérias. No mês de janeiro de 2017 foram registrados mais de 350 mm de chuva na região (gráfico 1), o que provavelmente desencadeou a abertura das comportas da Usina Elevatória de Pedreira e o bombeamento das águas do Rio Pinheiros para a represa Billings, com o intuito de evitar alagamentos na cidade de São Paulo. Segundo a CETESB (2017), no mês de janeiro houve entrada de água para a represa através do bombeamento de aproximadamente $29 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$ valor superior ao observado em CETESB (2018), o qual relatou para o mesmo mês um bombeamento de $7,2 \text{ m}^3.\text{s}^{-1}$. A abertura das comportas e o alto índice de pluviosidade podem ter causado uma perturbação atípica da coluna d'água, favorecendo o maior desenvolvimento dos outros grupos em detrimento das cianobactérias.

Figura 7. Biovolume total ($\text{mm}^3 \cdot \text{L}^{-1}$) das Cianobactérias e Microalgas Eucariontes nos períodos e pontos de coleta.



Fonte: Elaborado pelo autor

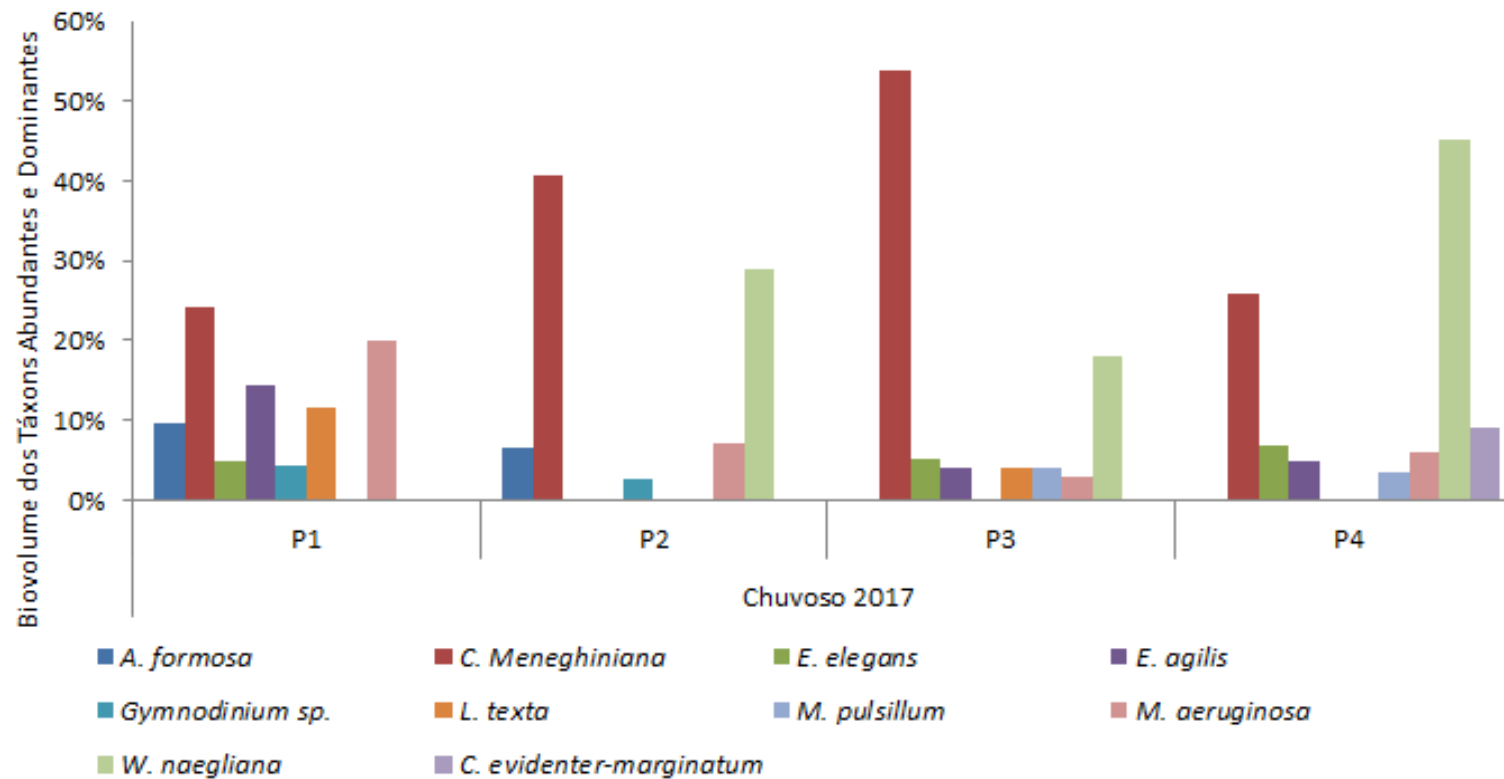
As Figuras 8 e 9 mostram as espécies abundantes e dominantes do período chuvoso de 2017 e 2018. A comparação dos dois períodos chuvosos mostrou uma diferença entre eles, quanto às espécies dominantes e abundantes. Em 2017 houve predominância das microalgas eucariontes, sendo que *Asterionella formosa* e *Cyclotella meneghiniana*, ambas pertencentes à divisão Bacillariophyta foram as mais abundantes durante a coleta de 2017. Outras espécies de microalgas abundantes foram: *Euglena agilis*, *Gymnodinium* sp, *Eudorina elegans* e *Lepocinclis texta*. O período chuvoso de 2018 foi caracterizado por uma grande abundância de cianobactérias, diferindo de janeiro de 2017. A espécie *Microcystis aeruginosa* foi dominante no ponto 2 e nos demais foi abundante juntamente com *A. annulata*, *D. nygaardii*, *M. tenuissima*, *M. protocystis*, *S. aquatilis* e *W. naegliana*. Entre as microalgas eucariontes as espécies de Bacillariophyceae: *A. formosa*, *A. granulata*, e *C. meneghiniana*, de Chlorophyta: *M. pusillum*, *S. paradoxum*, *Eremosphaera* sp., de Euglenophyceae: *E. agilis*, de Dinophyceae: *Gymnodinium* sp. e as Cryptophyceae, *Cryptomonas* sp. também foram abundantes e distribuídas em diferentes pontos.

As duas coletas foram realizadas no mesmo período e apresentaram padrões muito distintos em relação à dominância e abundância de espécies. A coleta 1 (janeiro 2017) foi caracterizada pela abundância e dominância (ponto 3) da espécie *Cyclotella meneghiniana*, táxons já observado no reservatório em diversos estudos anteriores (CARVALHO, 2003; MARIANI et al., 2006; MOUTINHO, 2016; NISHIMURA, 2008; WENGRAT, 2011). A densidade elevada de diatomáceas pode estar relacionada com a disponibilidade de silicato, que pode ter origem do escoamento das chuvas ou da perturbação do substrato onde o nutriente estava depositado. A abundância de diatomáceas ocorreu no período chuvoso, como em Cortez (2013), MOUTINHO (2016) e NISHIMURA (2008). WENGRAT (2011) verificou que a espécie *C. meneghiniana* é característica de ambientes supereutróficos nos períodos chuvosos, além de ser dependente da circulação vertical das massas d'água, as quais são responsáveis por importar o silicato das camadas mais profundas para estratos mais próximos a superfície deixando o nutriente disponível para bioassimilação. O mês de janeiro de 2017 apresentou um nível elevado de precipitações na região (350 mm) o que não foi observado em janeiro de 2018 (177 mm). Não foram mensuradas as concentrações de silicato dissolvidas na água. Porém é possível que em 2017, a concentração de silicato disponível fosse alto, devido à alta pluviosidade e o bombeamento das águas do Rio

Pinheiro, que contribuíram para o aporte do nutriente na represa e a ressuspensão do que já existia lá, porém depositado no substrato (MARGALEF, 1981).

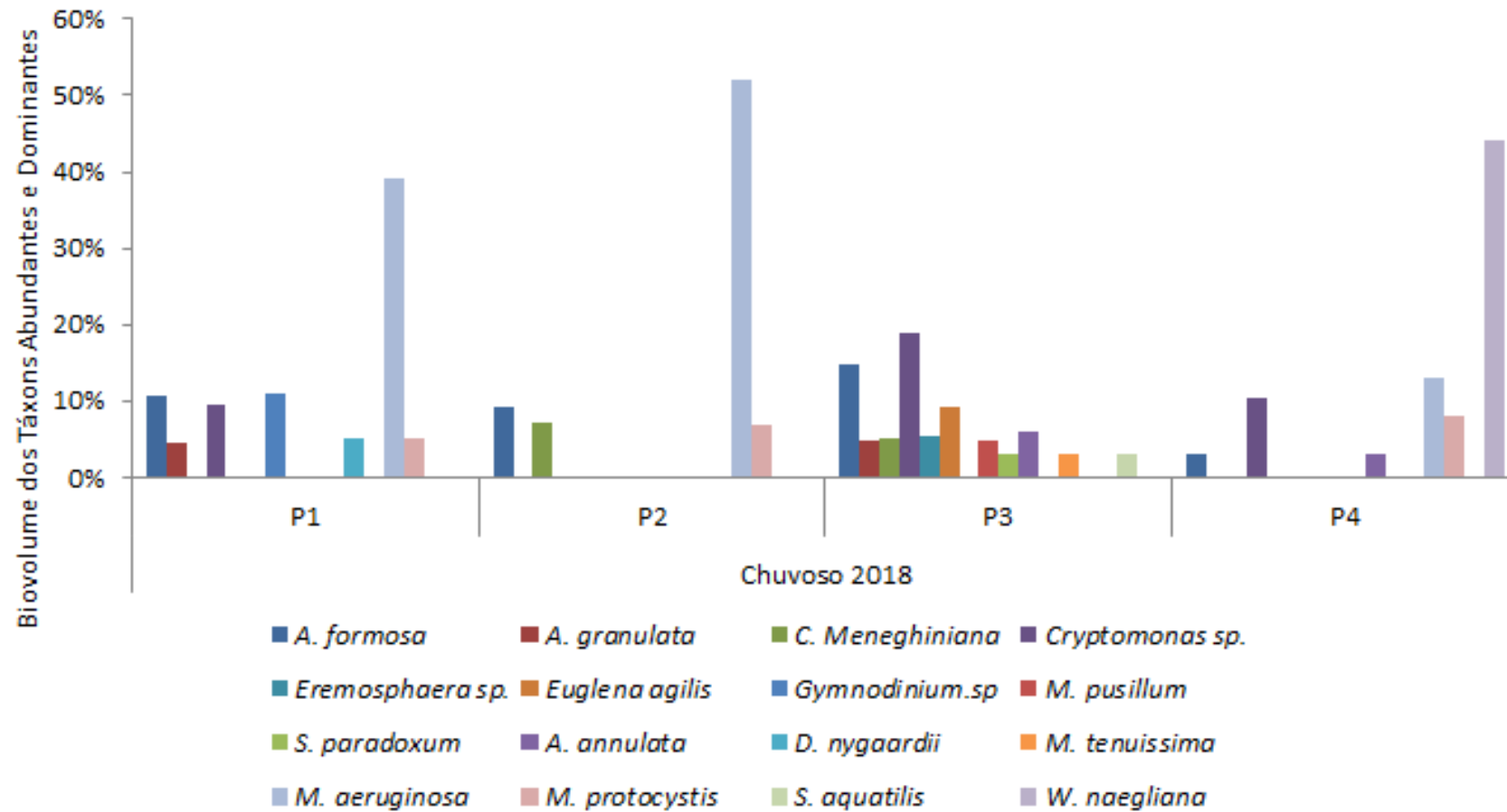
A sílica é um nutriente que apresenta grande importância para as diatomáceas, já que faz parte da constituição de suas carapaças, portanto pode se tornar limitante em concentrações abaixo de 0,8 mg/L como observado em trabalhos anteriores (REID; WOOD 1976). MAIER *et al.* (1985) constatou que a presença desse elemento ocorre de forma sazonal no Braço Rio Grande, o que poderia contribuir para explicar a abundância das diatomáceas em uma das coletas.

Figura 8. Espécies dominantes e abundantes expressos como porcentagem do biovolume, para o período chuvoso (janeiro de 2017)



Fonte: Elaborado pelo auto

Figura 9. Espécies dominantes e abundantes expressos como porcentagem do biovolume, para o período chuvoso (janeiro de 2018).



Fonte: Elaborado pelo autor

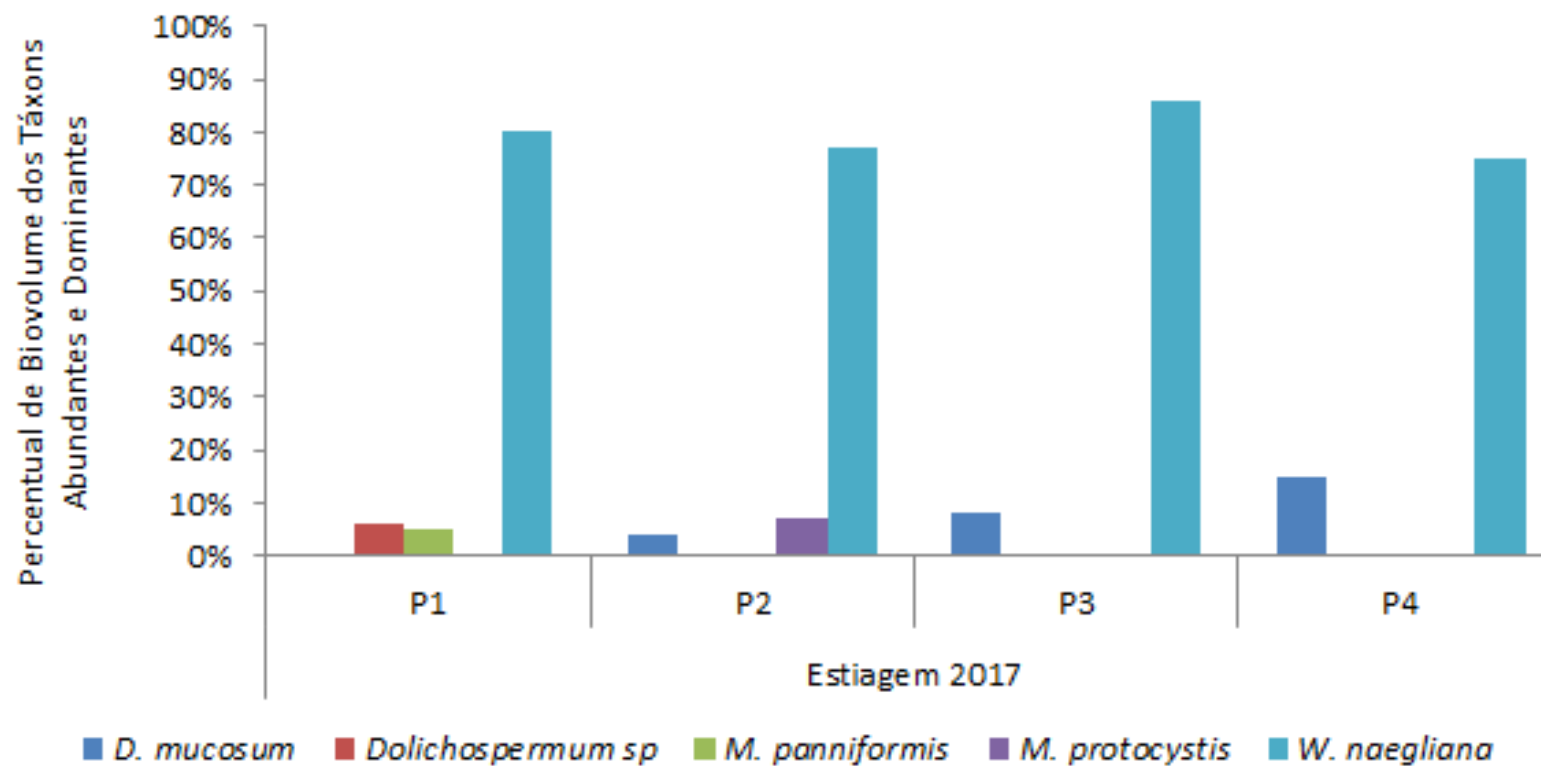
Já durante o período de estiagem de 2017 (Figura 10) não houve nenhum táxon de microalga eucarionte dominante ou abundante na amostra. A cianobactéria *Woronichinia naegliana* dominou em todos os pontos da coleta 2 com o biovolume superando em algumas vezes os 80%. Resultados semelhantes foram encontrados por RIBEIRO (2018) e similares a CETESB (2017).

No entanto aproximadamente cinco meses antes da coleta foi relatado por CETESB (2017) um bombeamento intenso das águas do Rio Pinheiros para a Represa Billings, a média desse bombeamento foi cerca de $13,4 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ muito acima da média anual de bombeamento para o ano 2017 que foi cerca de $7,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$. Importante informar que o último bombeamento volumoso ocorreu em maio 2 meses antes da coleta, quando foram bombeados $8,2 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ de água do Pinheiros para a Billings, valor também acima da média anual para 2017, o que pode ser uma explicação para a dominância extrema das cianobactérias, principalmente da espécie *W. naegliana*.

Em agosto 2018 (Figura 11) a maioria das espécies abundantes pertenciam à classe Cyanobacteria, com *Microcystis aeruginosa* dominando no ponto 3 e *Woronichinia naegliana* no ponto 4. Nos demais pontos elas se mantiveram abundantes. Dentre as microalgas eucariontes pode-se citar a *A. granulata*, *C. meneghiniana*, *Cryptomonas* sp., *C. furcoides* e *Gymnodinium* sp. A abundância e dominância das cianobactérias foram similares ao relatado pela CETESB (2018) em outros pontos da Represa Billings, foi relatado também que o nível de vazão média anual do bombeamento da usina de Pedreira, em 2018, ficou próximo de $4,6 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$, valor inferior aos $7,1 \text{ m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$ relatados para o ano de 2017, o que pode ter sido responsável por baixar o biovolume das cianobactérias de um ano para o outro.

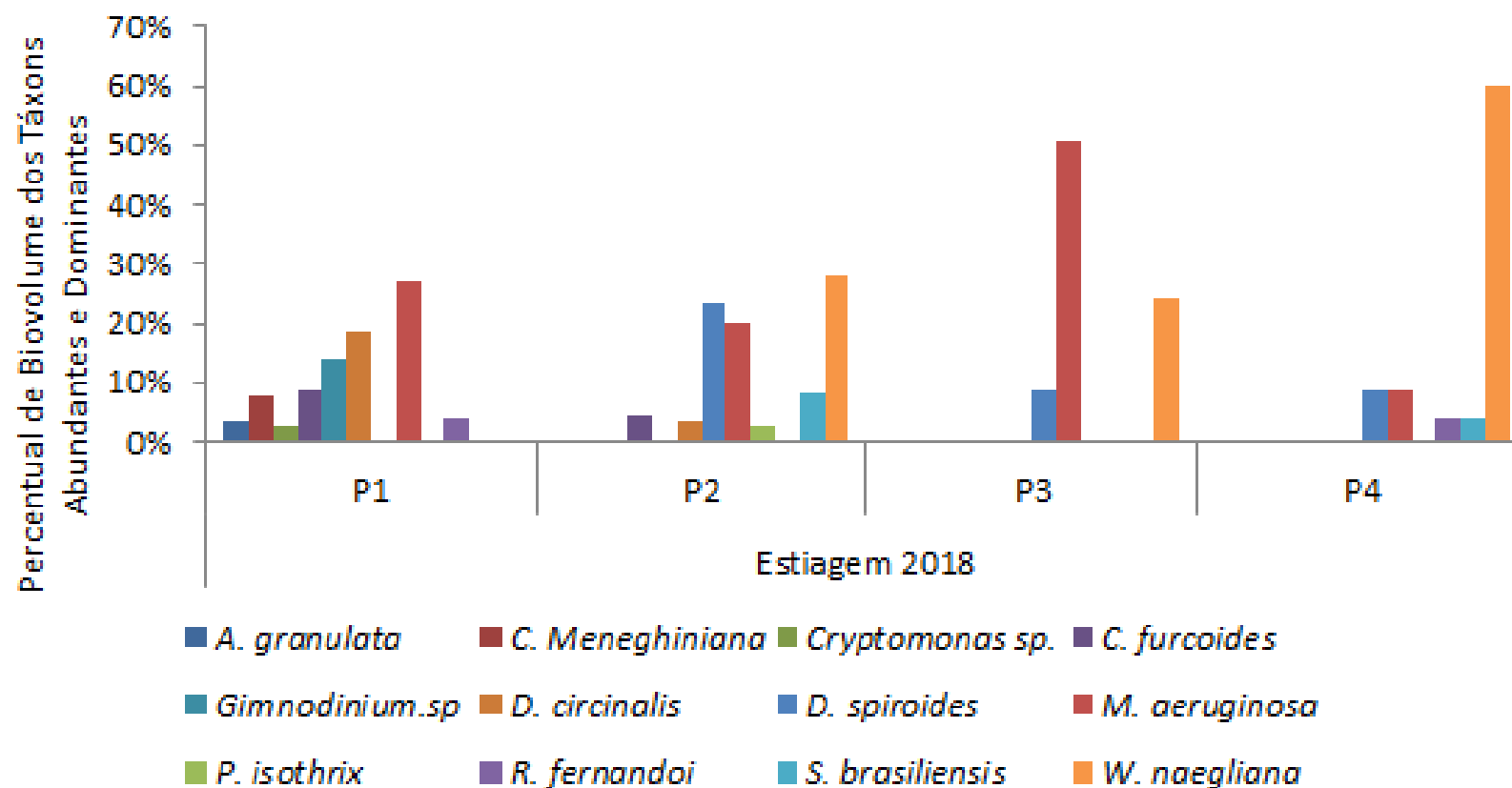
As concentrações de compostos nitrogenados (nitrato e amônio principalmente) e o fósforo foram mais elevados no período de estiagem (2017 e 2018) do que no chuvoso, como evidenciado por (MILZ, 2018; AQUINO 2018). Sabe-se que as concentrações desses nutrientes são os responsáveis pelo desenvolvimento fitoplanctônico e a formação de florações por determinados grupos como as cianobactérias, presentes em alta densidade no presente estudo. O nível elevado de nutriente e o alto índice de residência da água no reservatório (905 e 703 dias em 2017 e 2018 respectivamente) (REYNOLDS, 1987; CETESB, 2018) contribuíram para o desenvolvimento das cianobactérias nos dois períodos.

Figura 10. Espécies dominantes e abundantes expressos como porcentagem do biovolume, para o período de seca (agosto de 2017)



Fonte: Elaborado pelo autor

Figura 11. Espécies dominantes e abundantes expressos como porcentagem do biovolume, para o período de seca (agosto de 2018)



Fonte: Elaborado pelo autor

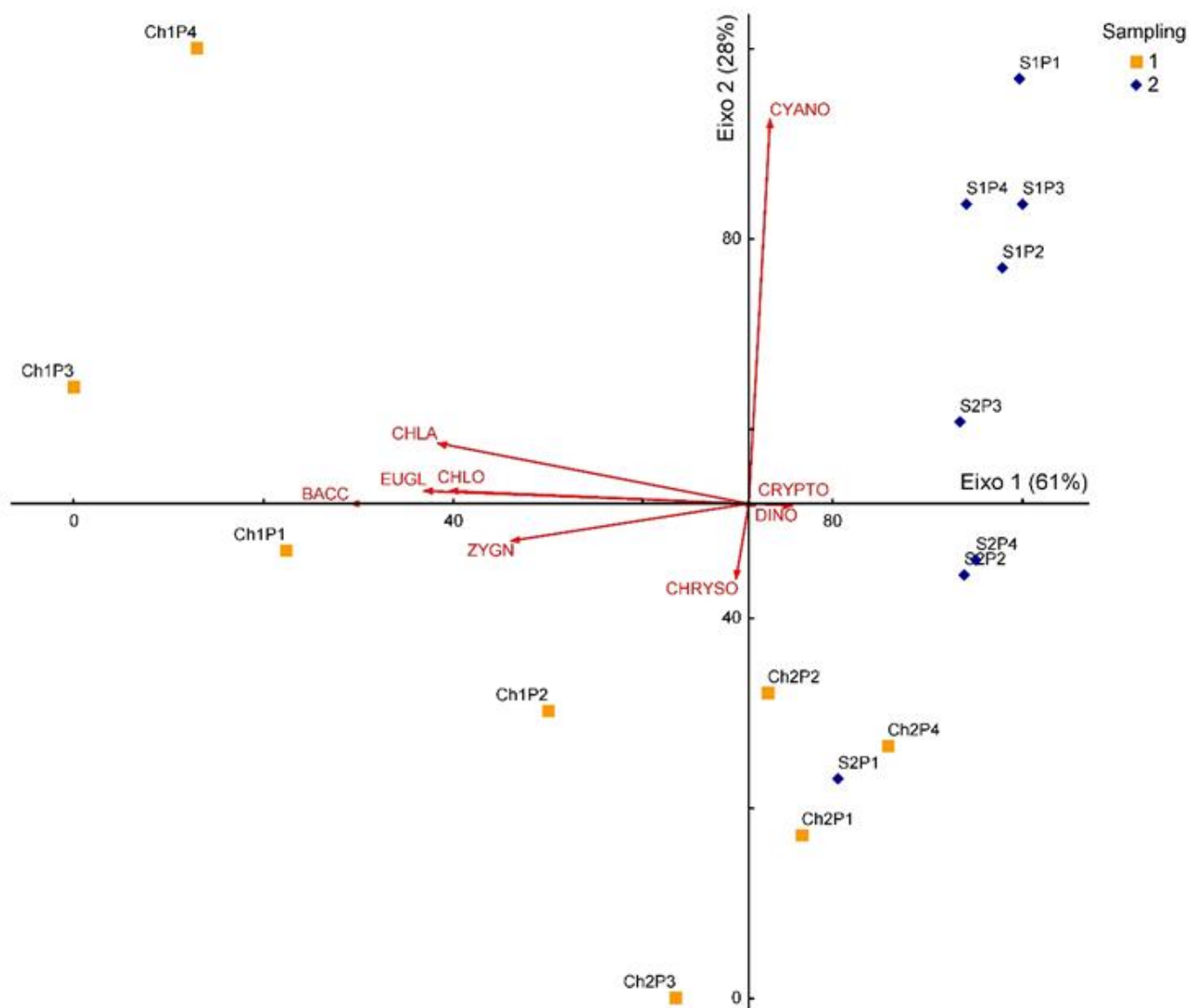
4.3 Análise de Componentes Principais (PCA)

A contribuição da variância cumulativa para os eixos foi de 61% para o eixo 1 e 28% para o 2. O eixo 1 mostrou baixa correlação com Cyanobacteria (Cya), Cryptophyceae (Crypto) e Dinophyta (Dino), porém correlação positiva com quase todos os pontos da coleta 1 e um ponto da coleta 2 (P3), todos no período de estiagem. O eixo 2 apresentou correlação positiva para Cyanobacteria (Cya), Chlorophyceae (CHLO), Chlamydomonadales (CHLA), Euglenophyceae (EUGL), Bacillariophyta (BACC) e com dois pontos da coleta do período chuvoso (P1 e P3), e negativa com Zygnematales (ZYGN), Chrysophyceae (CHRYSO) e com os dois pontos da coleta 1 (P1 e P2) e um ponto da coleta 2 (P3), todos do período chuvoso.

A PCA confirmou a dominância da divisão Cyanobacteria no período de estiagem, corroborando também com o alto valor de biovolume encontrado das mesmas nas duas coletas realizadas durante o período. A maioria das microalgas eucariontes esteve correlacionada com o período chuvoso, o que confirma a resultados obtidos a partir dos índices de riqueza e diversidade e densidade fitoplanctônica.

A correlação positiva de Cyanobacteria com o período de estiagem também obteve suporte a partir de outros trabalhos desenvolvidos na Represa Billings, como MILZ (2018) e AQUINO (2018), que observaram as concentrações mais elevadas de nutrientes dissolvidos no período de estiagem e portanto, uma maior disponibilidade destes na coluna d'água. Este fato pode ter influenciado o maior desenvolvimento da biomassa de cianobactérias, aliado a maior estabilidade da coluna de água. Sua elevada riqueza está associada a eutrofização dos corpos hídricos como foi constatado também por (RIBEIRO,2018; CETESB,2017; CETESB, 2018; MOUTINHO, 2016 CARVALHO, 2003).

Figura 12. Análise de Componentes Principais (PCA) com base no biovolume total das 9 classes/divisões do fitoplâncton para análise de correlação entre elas e a sazonalidade.



Legenda: Bacillariophyta (BACC), Chlamydomphyceae (CHLA), Chlorophyceae (CHLO), Chrysophyceae (CHRYSO), Cryptophyceae (CRYPTO), Cyanobacteria (CYANO), Dinophyceae (DINO), Euglenophyceae (EUGL), Zygnemaphyceae (ZYGN). “Sampling” (Coletas de estiagem em azul e coletas no chuvoso em amarelo). Siglas Ch1P1 (coleta 1 chuvoso no ponto 1), S1P1 (coleta 1 estiagem no ponto 1), respectivamente para as demais.

5. Conclusão

Os dados obtidos neste trabalho evidenciaram uma diferença sazonal que atua sobre diversidade da comunidade fitoplanctônica da Represa Billings, com predominância das cianobactérias na estiagem e das microalgas no período chuvoso. A variação observada pode estar relacionada com o regime pluviométrico e seus efeitos indiretos sobre a represa como aumento na disponibilidade de nutrientes pelos tributários e o bombeamento excessivo das águas do Rio Pinheiros para a Represa Billings que ocorre em grande quantidade no período chuvoso. O efeito da variação sazonal exibiu padrões diferentes no período de estiagem e chuvoso, com relação a dominância de grupos taxonômicos do fitoplancton. Durante a seca existe um padrão claro de dominância na comunidade com ênfase, espécies *M. aeruginosa* e *W. naegliana*, ambas da divisão *Cyanobacteria*. Em contrapartida o período chuvoso não exibe um padrão claro de dominância de um grupo específico sobre outro. Durante esse período pudemos observar o aumento da densidade dos outros grupos fitoplanctônicos como as Bacillariophyta, Chlorophyta, Euglenophyceae, Cryptophyceae e Chrysophyceae, e não somente Cyanobacteria.

6. Referências bibliográficas

APHA. Standard methods for examination of water and wastewater. 20. ed. Washington: APHA, 1998. 1268 p.

BICUDO, CE de M.; MENEZES, M. Gêneros de algas de águas continentais do Brasil. 3 ed. São Carlos, Rima, 2017.

BRANDÃO, L. H.; DOMINGOS, P.. Fatores ambientais para a floração de cianobactérias tóxicas. Saúde e ambiente em revista. Unigranrio, v. 1, n. 2, p. 40-50, 2006.

CALIJURI, M. C.; SANTOS, A. C. A. D.; JATI, S.. Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP – Brazil). Journal of Plankton Research, v. 24, n. 7, p. 617-634, 2002

CAPOBIANCO, J. P. R.; WHATELY, M.. Billings 2000: Ameaças e perspectivas para o maior reservatório de água da região metropolitana de São Paulo: relatório do diagnóstico socioambiental participativo da bacia hidrográfica da Billings no período 1989-99. São Paulo: Instituto Socioambiental, p. 59, 2002.

CARLSON, R. E.. A Trophic State Index for lakes. Limnology and Oceanography, v. 22, p. 361-369, 1977.

CARVALHO, M. C.. Comunidade fitoplanctônica como instrumento de biomonitoramento de reservatórios no estado de São Paulo. 2003. 167 f. Tese (Doutorado) - Departamento de Saúde Ambiental da Faculdade de Saúde Pública da Universidade de São Paulo, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2003.

CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo - 1993. São Paulo, 1994.

CETESB. Norma Técnica L5.303 Fitoplâncton de água doce: métodos qualitativo e quantitativo. São Paulo, p. 24, 2012.

CETESB. Relatório de Qualidade das águas interiores superficiais no estado de São Paulo 2015.

CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo - 2017. São Paulo, 2017.

CETESB. Relatório de qualidade das águas interiores do estado de São Paulo 2018. São Paulo, 2018.

COOKE, G. D., Welch, E. B., Peterson, S. A. & Newroth, P. Restoration and management of lakes and reservoirs. Boca Raton: Lewis Publishers. 1993. 548p.

CORTEZ, M. T. O Fitoplâncton Como Ferramenta Para O Monitoramento Das Águas No Reservatório Billings (Diadema, Sp). São Paulo: Biblioteca Digital de Teses e Dissertações da Universidade de São Paulo, 2013.

ESTEVES, F. A. Gênese dos ecossistemas lacustres. In: ESTEVES, F. A. (Org.). Fundamentos de limnologia. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011. p. 83-112.

FIGUEREDO, Cleber C.; GIANI, Alessandra. Seasonal variation in the diversity and species richness of phytoplankton in a tropical eutrophic reservoir. *Hydrobiologia*, v. 445, n. 1-3, p. 165-174, 2001.

FONSECA, B. M.; FERRAGUT, C.; TUCCI, A.; CROSSETTI, L. O.; FERRARI, F.; BICUDO, D. C.; SANT'ANNA, C. L.; BICUDO, C. E. M.. Biovolume de cianobactérias e algas de reservatórios tropicais do Brasil com diferentes estados tróficos. *Hoehnea*, v. 41, n. 1, p. 9-30, 2014

FRACALANZA, A. P.; SINISGALLI, P. A. A.. Conflitos de uso da água do reservatório Billings. In: JACOBI, P. R. (Org.). Atores e processos na governança da água no estado de São Paulo. São Paulo: Annablume, p. 61-86, 2009.

GIANI, A.; FIGUEIREDO, C. C. Recorrência de padrões sazonais do fitoplâncton num reservatório eutrófico (Reservatório da Pampulha, MG). *Ecologia de Reservatórios: estrutura, função e aspectos sociais*. Botucatu: FAPESP, FUNDBIO, p. 531-550, 1999.

HENRY, R.; Nunes, M. A.; Mitsuka, P. M.; Lima, N. DE; Casanova, S. M. C.. Variação espacial e temporal da produtividade primária pelo fitoplâncton na represa de Jurumirim (rio Paranapanema, SP). *Revista Brasileira de Biologia*, v. 58, p. 571-590, 1998.

HILLEBRAND, H.; DÜRSELEN, C.-D.; KIRSCHTEL, D.; PILLINGHER, U.; ZOHARY, T.. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *Journal of Phycology*, v. 35, p. 403-424, 1999.

IAP-Instituto Ambiental do Paraná. Monitoramento da qualidade das águas dos reservatórios do estado do Paraná, no período de 1999 a 2004. Relatório do Instituto Ambiental do Paraná. Curitiba, 13 p, 2004.

LAMPARELLI, M. C.. Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. 2004. 238 f. Tese (Doutorado) - Departamento de Ecologia, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

LOBO, E.; LEIGHTON, G.. Estructuras comunitárias de las fitocenosis planctónicas de los sistemas desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. Revista de Biología Marina, v. 22, n. 1, p. 1-29, 1986.

LUND, J. W. G.; KIPLING, C.; LE-CREN, D.. The inverted microscope method of estimating algal numbers and statistical basis of estimation by counting. Hydrobiologia, v. 11, p. 143-170, 1958.

MAIER, M. H.. Limnologia de reservatórios do sudeste do Estado de São Paulo, Brasil. II. Circulação e estratificação da água. Boletim do Instituto de Pesca, v. 12, p. 11-43, 1985.

MARIANI, C. F.; MOSCHINI-CARLOS, V.; BRANDIMARTE, A. L.; NISHIMURA, P. Y.; TÓFILI, C. F.; DURAN, D.S.; LOURENÇO, E. M.; BRAIDOTTI, J. C.; ALMEIDA, L. P.; FIDALGO, V. H.; POMPÊO, M. L. M.. Biota and water quality in the Riacho Grande reservoir, Billings Complex (São Paulo, Brazil). Acta Limnologica Brasiliensia, v. 18, n. 3, p. 267-280, 2006.

MARGALEF R.. Limnologia. Editora Omega, Barcelona, p. 1100, 1983.

MARTINS, C. R.. Programa mananciais. In: Seminário: águas em ambientes urbanos. Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, p. 26, 2008.

MATSUMURA-TUNDISI, Takako; TUNDISI, Jose Galizia. Plankton richness in a eutrophic reservoir (Barra Bonita Reservoir, SP, Brazil). Hydrobiologia, v. 542, n. 1, p. 367-378, 2005.

MILZ, B. Avaliação Da Qualidade Da Água E Mapeamento Por Sensoriamento Remoto (Landsat-8/Oli) Do Compartimento Ambiental Corpo Central I Da Represa Billings (São Paulo, Sp). Diadema. 2018.

MOUTINHO, F. H. M. O fitoplâncton como ferramenta para o monitoramento das águas no Reservatório Billings (Diadema/SP), 2016.

MOSCHINI-CARLOS, V.; BORTOLI, S.; PINTO, E.; NISHIMURA, P. Y.; FREITAS, L. G.; POMPEO, M. L. M.; DÖRR, F. Cyanobacteria and cyanotoxin in the Billings reservoir (São Paulo, SP, Brazil). *Limnetica*, v. 28, n. 2, p. 273-282, 2009.

NISHIMURA, P. Y. Ecologia da comunidade fitoplanctônica em dois braços da Represa Billings (São Paulo, SP) com diferentes graus de trofia (Doctoral dissertation, Universidade de São Paulo), 2008.

AQUINO, P. O. Avaliação da Qualidade da Água em Quatro Pontos do Corpo Central da Represa Billings (Estado De São Paulo). Diadema. 2018.

RAVEN, P. H.; EVERT, R. F.; EICHHORN, S. E. *Biologia Vegetal*, 830. Rio de Janeiro: Guanabara, 2007.

Reynolds, C. S. The response of phytoplankton communities to changing lake environments. *Schweiz. Z. Hydrol.* 49: 220–236, 1987.

REYNOLDS, Colin S. *The ecology of phytoplankton*. Cambridge University Press, 2006.

REID, George K.; WOOD, Richard D. Dissolved solids in natural waters. In: REID, G. K. (ed.). *Ecology of Inland Waters and Estuaries*. New York: Van Nostrand, p. 224-257, 1976.

RIBEIRO, M. S. F. Dinâmica de Cianobactérias e a Detecção Molecular de Genes Produtores de Cianotoxinas na Represa Billings. Diadema. 2018.

SANT'ANNA, C. L.; AZEVEDO, M. T. P.; AGUIARO, L. F.; CARVALHO, M. C.; CARVALHO, L. R.; SOUZA, R. C. R.. Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras. Rio de Janeiro: Interciência; São Paulo: Sociedade Brasileira de Ficologia (SBFic), p. 58, 2006.

SHANNON, C. E.; WEAVER, W.. *The mathematical theory of communication*. Urbana: University of Illinois Press, p. 117, 1949.

SMITH, V. H. Light and Nutrient Effects on the Relative Biomass of Blue-Green Algae in Lake Phytoplankton. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 43, n. 1, p. 148–153, jan. 1986.

STRAŠKRABA, M. & J. G. Tundisi. Gerenciamento da qualidade da água de represas. *Diretrizes para o gerenciamento de lagos*, v. 9. São Carlos : ILEC/IIE, 2000.

STRAŠKRABA, M.; TUNDISI, J. G.. Gerenciamento da qualidade da água de represas. 3. ed. São Paulo: Oficina de Textos, p. 300, 2013.

SHIKLOMANOV, I. World water resources: a new proposal and assessment for the 21st. century: IHP, Unesco. p. 32, 1998.

SILVA, L. H. S. Fitoplâncton de um reservatório eutrófico (Lago Monte Alegre), Ribeirão Preto, São Paulo, Brasil. Revista Brasileira de Biologia, v. 59, p. 281-303, 1999.

TUNDISI & TUNDISI. Limnologia. Editora Oficina de Textos. São Paulo, SP. 631, 2008.

TUNDISI, José Galizia; MATSUMURA-TUNDISI, Takako. Recursos hídricos no século XXI. Oficina de Textos, 2011.

VOLLENWEIDER, R. A.; JORGENSEN, S. E.. Guidelines of Lake Management. Kasatsu: International Lake Environment Committee Foundation, p. 199, 1989.

WATSON, Susan B.; MCCAULEY, Edward; DOWNING, John A. Patterns in phytoplankton taxonomic composition across temperate lakes of differing nutrient status. Limnology and Oceanography, v. 42, n. 3, p. 487-495, 1997.

WENGRAT, S.; BICUDO, D. C.. Spatial evaluation of water quality in an urban reservoir (Billings Complex, southeastern Brasil). Acta Limnologica Brasiliensia, v. 23, n. 2, p. 200-216, 2011.

WETZEL, R. G. Limnology - Lake and river ecosystems: Academic Press. p. 1006, 2001.

7. Anexos

Anexo 1 – Tabela de frequência das espécies

[illegible]

2009																	
<i>Dolichospermum</i> sp.					X	X	X	X					X				
Filamentosa não identificada CETESB, 2014	X	X	X	X		X	X	X				X				X	
<i>Epigloeosphaera brasílica</i> Azevedo et al. 2003									X								
<i>Eucapsis densa</i> Azevedo, Sant'Anna, Senna, Komárek & Komárková 2003	X		X						X								
<i>Geitlerinema amphibium</i> (Gomont) Anagnostidis 1989			X				X			X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Geitlerinema unigranulatum</i> (R.N.Singh) J. Komárek & M. T. P. Azevedo 2000													X				
<i>Geitlerinema splendidum</i> (Greville ex Gomont) Anagnostidis 1989				X										X			
<i>Limnococcus limneticus</i> (Lemmermann) Komárková et al. 2010		X	X				X	X					X			X	
<i>Limnothrix</i> sp.														X			
<i>Merismopedia punctata</i> (Meyen 1839)													X	X			
<i>Merismopedia tenuissima</i> (Lemmermann 1898)				X					X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Microcrocis pulchella</i> (Buell) Geitler 1942			X	X				X									X
<i>Microcystis aeruginosa</i> (Kützinger) Lemmermann 1907	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X
<i>Microcystis botrys</i> (Teiling 1942)					X		X										
<i>Microcystis panniformis</i> (Komárek et al. 2002)					X		X	X									
<i>Microcystis protocystis</i> (Crow 1923)	X					X	X	X	X	X		X				X	X
<i>Microcystis</i> sp	X	X			X												
<i>Planktohyngbya limnetica</i> (Lemmermann) Komárková-Legnerová & Cronberg 1992	X	X	X	X	X			X	X	X	X	X					
<i>Planktothrix agardhii</i> (Gomont) Komárek & Anagnostidis 1988													X	X			
<i>Planktothrix isothrix</i> (Skuja) Komárek & Komárková 2004					X	X		X					X	X	X	X	X
<i>Pseudoanabaena galeata</i> Böcher 1949				X													
<i>Pseudanabaena mucicola</i> (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe 1964	X	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Radiocystis fernandoi</i> Komárek & Komárková-Legnerová 1993													X				X
<i>Rhabdoderma santi-pauli</i> Azevedo et al. 2003											X	X					

<i>Romeria victoriae</i> Komárek & Cronberg 2001							X	X							X	
<i>Snowella lacustres</i> (Chodat) Komárek & Hindák 1988	X			X									X			X
<i>Sphaerocavum brasiliensis</i> Azevedo & Sant'Anna 2003														X	X	X
<i>Synechococcus elongatus</i> Nägeli 1849					X		X	X								
<i>Synechococcus nidulans</i> (Pringsheim) Komárek 1970	X		X	X	X	X		X		X		X				X
<i>Synechocystis aquatilis</i> Sauvageau 1892	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Woronichinia naegeliana</i> (Unger) Elenkin 1933		X	X	X	X	X	X	X				X		X	X	X
BACILLARIOPHYTA																
<i>Aulacoseira ambigua</i> f. <i>spiralis</i> (Skuja) Ludwig in Ludwig <i>et al.</i> 1990	X	X		X								X	X	X	X	
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>angustissima</i> (O.F. Müller) Simonsen 1979		X	X		X	X							X	X	X	X
<i>Aulacoseira granulata</i> var. <i>granulata</i> (Ehrenberg) Simonsen 1979	X		X				X	X	X	X	X		X		X	
<i>Asterionella formosa</i> Hassall 1850	X	X	X	X					X	X	X	X	X			
<i>Navicula</i> sp.					X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützinger 1844	X	X	X	X	X	X				X	X	X	X			
<i>Nitzschia</i> sp.														X		X
CHLAMYDOPHYCEAE																
<i>Chlamydomphyceae</i> sp.			X		X	X		X	X	X		X	X	X	X	
<i>Eudorina elegans</i> Ehrenberg 1832	X		X	X												
<i>Eudorina</i> sp				X												
<i>Gonium</i> sp.		X	X													
CHLOROPHYCEAE																
<i>Actinastrum hantzschii</i> Lagerheim 1882	X	X	X	X					X	X	X	X	X	X		
<i>Ankistrodesmus gracilis</i> (Reinsch) Korshikov 1953	X	X	X													
<i>Closteriopsis longissima</i> (Lemmermann) Lemmermann 1899	X	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X
<i>Coelastrum astroideum</i> De Notaris 1867	X								X							
<i>Coelastrum microporum</i> Nägeli 1855	X	X	X	X	X	X	X		X		X	X				
<i>Desmodesmus abundans</i> (Kirchner) Hegewald 2000									X			X				

<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>bicaudatus</i> (Guglielmetti) Hegewald 2000											X				X	
<i>Desmodesmus armatus</i> var. <i>armatus</i> (R. Chodat) Hegewald 2000			X							X				X		
<i>Desmodesmus brasiliensis</i> (Bohlin) Hegewald 2000			X										X			
<i>Desmodesmus communis</i> (Hegewald) Hegewald 2000	X	X	X	X									X			
<i>Desmodesmus denticulatus</i> (Lagerheim) 2000									X	X		X				
<i>Desmodesmus opoliensis</i> (P.G.Richter) E.Hegewald 2000						X										
<i>Desmodesmus</i> sp.								X								
<i>Dictyosphaerium ehrenbergianum</i> Nägeli 1849		X		X		X		X		X		X			X	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i> H.C.Wood 1873		X	X								X					
<i>Dictyosphaerium sphagnale</i> Hindák 1980	X	X											X		X	
<i>Eremosphaera</i> sp.			X			X					X	X				
<i>Eutetramorus fottii</i> (Hindák) Komárek 1979			X													
<i>Franceia</i> sp.												X	X			
<i>Gloeocystis</i> sp.					X	X		X								
<i>Golenkiniopsis longispina</i> (Korshikov) Korshikov 1953				X												
<i>Kirchneriella lunaris</i> (Kirchner) Möbius 1894												X				
<i>Lagerheimia</i> sp.											X					
<i>Micractinium bornhemiense</i> (Conrad) Korshikov 1953				X								X				
<i>Micractinium pusillum</i> Fresenius 1858	X	X	X	X				X	X	X	X	X	X	X	X	
<i>Monactinus simplex</i> var. <i>simplex</i> (Meyen) Corda 1839		X		X				X			X	X				
<i>Monoraphidium contortum</i> (Thuret) Komárková-Legnerová 1969	X	X	X	X		X			X	X	X	X	X	X	X	
<i>Monoraphidium griffithii</i> (Berkeley) Komárková-Legnerová 1969		X							X							
<i>Monoraphidium irregulare</i> (G.M.Smith) Komárková-Legnerová 1969															X	
<i>Oocystis borgei</i> J. Snow 1903		X		X		X					X	X				
<i>Oocystis lacustris</i> Chodat 1897	X		X							X	X					
<i>Pediastrum duplex</i> var. <i>duplex</i> Meyen 1829		X	X						X		X	X	X			
<i>Tetrastrum homoiacanthum</i> (Huber-Pestalozzi) Hindák 1984											X					X

[illegible]

<i>Staurostrum tetracerum</i> Ralfs ex Ralfs 1848	X					X	X	X								
<i>Closterium</i> sp		X		X							X					
<i>Euastrum</i> sp.					X			X			X	X				
<i>Staurodesmus dejectus</i> (Brébisson) Teiling 1954											X		X		X	

Fonte: Algaebase.org

